



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



**R B C I A M B**

Revista Brasileira de Ciências Ambientais  
Dezembro de 2017

Nº 46

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

### Responsáveis

Allan Rodrigues

Soraia F. F. Fernandes

### Produção Editorial

Zeppelini Publishers

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

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

Maurício Dziedzic

---

## 2 - ANT FAUNA ASSOCIATED WITH AREAS UNDER THE DIRECT IMPACT OF SMALL HYDROPOWER PLANTS IN THE STATE OF PARANÁ, BRAZIL

Mirmecofauna associada às áreas de influência direta de pequenas centrais hidrelétricas no Estado do Paraná, Brasil

Junir Antonio Lutinski - Cristiano Ilha - Cladis Juliana Lutinski - Leandro Baucke - Milton de Filtro - Maria Assunta Busato - Flávio Roberto Mello Garcia

---

## 14 - ESTUDO COMPARATIVO DE MÉTODOS DE HIERARQUIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE UVA

Comparative study of solid waste hierarchical methods in a grape processing industry

Marco Aurélio de Velasco Teixeira - Klaus Dieter Sautter - Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

---

## 29 - ÍNDICES DE PRECIPITAÇÃO EXTREMA PARA OS PERÍODOS ATUAL (1961-1990) E FUTURO (2011-2100) NA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS, RS

Extreme precipitation rates for present (1961-1990) and future periods (2011-2100) in the Taquari-Antas River Basin, RS

Carina Krüger Bork - Andréa Souza Castro - Diuliana Leandro - Luciana Bilhalva Corrêa - Tirezah Moreira Siqueira

---

## 46 - POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DE EFLUENTES TRATADOS DE LATICÍNIOS

Utilization potential of treated wastewater from dairy Taryane Augusta Fernandes - Liliana Pena Naval

---

## 60 - RISCOS DE INGESTÃO DE FLÚOR: ESTUDO DE CASO PARA ÁGUA MINERAL DO INTERIOR DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Risks of fluoride intake: case report from mineral water of an interior city of Rio de Janeiro State

Ingrid Fernandes Dias da Cruz Alves - Emmanoel Vieira da Silva Filho - Eduardo Duarte Marques - Vinícius Tavares Kütter - David Neves de Oliveira - Camila Rodrigues Silva - Olga Venimar de Oliveira Gomes

---

## 75 - RECUPERAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E DA ATIVIDADE FOTOSSINTÉTICA EM JAZIDAS REVEGETADAS NO DISTRITO FEDERAL

Recovery of vegetation cover and photosynthetic activity in revegetated mine sites in the Brazilian Federal District

Rodrigo Studart Corrêa - Alexander Paulo do Carmo Balduino - Cláudio Tavares Viana Teza - Gustavo Macedo de Mello Baptista - Douglas José da Silva

---

## 88 - GENOTOXICIDADE E CITOTOXICIDADE DA ÁGUA DO RIO PASSAÚNA: BIOENSAIO COM *Allium cepa* E RELAÇÃO COM NÍVEIS DE CAFEÍNA

Passaúna River water genotoxicity and cytotoxicity: bioassay with *Allium cepa* and relationship with caffeine Giuliana Peixer - Francini dos Reis Henrique - Thiago Caon - Marcos Antonio Segatto Silva - Cíntia Mara Ribas de Oliveira - Eliane Carvalho de Vasconcelos

---

## 102 - ANÁLISE DO CUSTO OPERACIONAL DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO LÁCTICO E DE *LACTOBACILLUS PLANTARUM* CCT 0580 UTILIZANDO MELAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Operating cost analysis of lactic acid and *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 production using sugarcane molasses

André Luiz Vasconcelos Vargas - Letícia Hotz Lepsch - Afonso Aurélio de Carvalho Peres - Ricardo de Freitas Branco

---

## 117 - AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE DA POLUIÇÃO DO AR NO MUNICÍPIO DE DIADEMA, BRASIL

Health impact assessment of air pollution in the city of Diadema, Brazil

Laiana Tamion da Silva - Karina Camasmie Abe - Simone Georges El Khouri Miraglia

---

## 130-TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DO PROCESSAMENTO DE PESCADOS: ALTERNATIVAS PARA O REUSO

Tecnologias para o tratamento de efluentes da indústria do processamento de pescado: Alternativas para o reuso Fábio Henrique de Melo Ribeiro - Liliana Pena Naval

---

## 145 LISTA DE EDITORES/REVISORES DE 2017

# Editorial

Prezados leitores,

É com satisfação que me dirijo ao público da *Revista Brasileira de Ciências Ambientais* (RBCIAMB) para comemorar a conclusão de mais um ano de publicação. Ao longo de 2017, a equipe editorial alcançou sucesso na agilização do processo de avaliação dos artigos submetidos, cumpriu os prazos de publicação de todas as edições e fomentou a publicação de artigos de impacto científico significativo.

Os critérios de pré-seleção dos artigos definidos em 2016 tornaram possível identificar logo após a submissão aqueles artigos com potencial para aprovação por revisores, diminuindo assim a demanda de trabalho destes e, consequentemente, os prazos de revisão.

Em 2017 foram submetidos 90 artigos à revista, 45 dos quais não atenderam a pelo menos um dos critérios de pré-seleção, que são:

- **Pertinência:** o tema central do artigo é ambiental;
- **Relevância:** o artigo apresenta contribuição científica significativa para a área e demonstra isso;
- **Ineditismo:** não há plágio. Se o artigo já tiver sido apresentado em congresso, a versão para a revista deve ter pelo menos 50% de diferença em relação ao artigo de congresso;
- **Ética:** o trabalho não faz promoção de indivíduos, organizações e/ou produtos, nem críticas indevidas a eles;
- **Redação:** o trabalho está escrito em bom português, com estrutura lógica e de forma clara e concisa.

Entre os 45 artigos restantes, sete foram rejeitados após avaliação por pares, 13 foram aceitos e 25 encontram-se em fase de avaliação, que inclui aqueles de posse de revisores (14), editores (8) e autores (3). Todos os artigos recebidos em 2017 já passaram pelo processo de pré-seleção e/ou foram rejeitados, ou encaminhados para revisão por pares.

É importante lembrar, mais uma vez, que a função da revista é a divulgação científica. Para tanto, faz-se fundamental que os trabalhos submetidos tragam contribuição científica para a área. Trabalhos de aplicação de princípios conhecidos não representam contribuição científica e não são aceitos para publicação. Exemplo comum desse tipo de trabalho são os diagnósticos, recebidos em grande número pela revista, mas que não promovem o avanço do conhecimento científico.

A tabela com os critérios de avaliação de artigos, disponível no regulamento da revista (<http://abes-dn.org.br/publicacoes/rbciamb/Regulamento%20RBCiamb.pdf>), apresenta uma lista detalhada dos itens que são verificados. É recomendável que os autores utilizem esses critérios para efetuar a autoavaliação de seus trabalhos antes da submissão, pois a observância desses critérios pode acelerar substancialmente o processo de revisão.

Ciente da importância da RBCIAMB para os programas de pós-graduação (PPG), a maioria dos quais exige que seus alunos submetam artigos para publicação como requisito para obtenção do título, aproveito para deixar sugestão de boa prática, já adotada por vários PPGs: que a submissão do artigo seja considerada válida apenas após ele ter sido encaminhado pelo corpo editorial da revista para revisão por pares. Dessa forma, as submissões que não atendem aos critérios de pré-seleção não devem ser consideradas suficientes para o cumprimento do respectivo requisito do PPG.

Encerrando mais um ano, aproveito para agradecer o excelente trabalho *voluntário* realizado pelos editores e revisores em prol das ciências ambientais. A lista completa de editores e revisores que colaboraram com a RBCIAMB em 2017 é apresentada ao final da revista.

Cordiais saudações,

Professor Maurício Dziedzic  
*Editor geral da RBCIAMB*



# ANT FAUNA ASSOCIATED WITH AREAS UNDER THE DIRECT IMPACT OF SMALL HYDROPOWER PLANTS IN THE STATE OF PARANÁ, BRAZIL

MIRMECOFAUNA ASSOCIADA ÀS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS NO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL

## *Junir Antonio Lutinski*

Ph.D. in Animal Biodiversity.  
Professor of the Graduate Program  
in Health Science, Community  
University of Chapecó Region  
(Unochapeco).

## *Cristiano Ilha*

Ms. in Biology. Biologist of the  
Regional Health Management of  
Santa Catarina state (GERSA).

## *Cladis Juliana Lutinski*

Ms. in Biology. Biologist of the  
Federal University of Fronteira  
Sul (UFFS).

## *Leandro Baucke*

Biologist of Impacto Ambiental  
Advisory.

## *Milton de Filtro*

Biologist of Impacto Ambiental  
Advisory.

## *Maria Assunta Busato*

Ph.D. in Biology. Professor of the  
Post-Graduate Program in Health  
Science, Unochapeco.

## *Flávio Roberto Mello Garcia*

Ph.D. in Biology. Professor of  
the Post-Graduate Program in  
Phytosanitary at the Federal  
University of Pelotas (UFPel).

### **Corresponding address:**

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

**Received:** 10/27/2016

**Accepted:** 09/11/2017

## **ABSTRACT**

Ants can be important tools to assess the conditions of a given environment, as well as to monitor restoration of degraded areas. This study evaluated the richness and abundance of ant assemblages associated with areas directly impacted by the construction of small hydropower plants in the State of Paraná. To survey the ant fauna, samples were collected in September 2014 and January 2015 using pitfall and malaise traps. The association of the ant fauna composition with fragments and seasonality was analyzed by detrended correspondence. Fifty-eight species of ants were registered. The subfamily *Myrmicine* and the genus *Camponotus* were the most abundant ( $S = 25$ ,  $S = 10$ , respectively). The removal of vegetation and formation of lakes in the directly affected area cause impacts that can be monitored based on the results of this study.

**Keywords:** ants; environment; environmental health; forests.

## **RESUMO**

Formigas são importantes ferramentas para avaliar as condições de um determinado ambiente, bem como o acompanhamento da recuperação de áreas degradadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a riqueza e a abundância das assembleias de formigas associadas às Áreas de Influência Direta (AID) pela construção de pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) no estado do Paraná. Foram realizadas duas campanhas sazonais de amostragem, setembro de 2014 e janeiro de 2015. A amostragem foi realizada com armadilhas *pitfall* e *Malaise*. A relação da composição da mirmecofauna com os fragmentos e a sazonalidade foi avaliada a partir de uma análise de correspondência destendenciada. Foram registradas 58 espécies de formigas. A subfamília *Myrmicinae* e o gênero *Camponotus* foram os mais ricos ( $S = 25$ ;  $S = 10$ , respectivamente). A supressão da vegetação e a formação dos lagos na Área Diretamente afetada (ADA) causam impactos que poderão ser monitorados com base nos resultados deste estudo.

**Palavras-chave:** formigas; ambiente; saúde ambiental; florestas.

## INTRODUCTION

---

Human activities and exploitation of natural resources pose threats to biodiversity conservation (DIAMOND, 2012). The transformation of natural environments into areas intended for human undertakings is the main cause of ecosystem fragmentation and a risk to the conservation of the diversity of organisms (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003). There is a growing concern for environmental sustainability and the environmental impacts of the current energy matrix, based on the burning of fossil fuels (LUTINSKI *et al.*, 2017). In this context, Small Hydro-power Plants (SHP) represent an alternative of lower impact compared to large hydropower plants (KLIEMANN; DELARIVA, 2015).

During the construction of a SHP, the known impacts are related to the removal of vegetation in the directly affected area (DAA), construction of roads and power transmission networks, land compaction machines and, finally, the formation of the lake. During and especially after its implementation, the SHP can affect climate, temperature and local humidity and, consequently, the communities of organisms present in the areas under the direct impact (ADI) (BARBOSA FILHO, 2013; KLIEMANN; DELARIVA, 2015). However, little is known about the impact on the richness and abundance of invertebrate organisms living in these environments.

The study of organisms has been one of the techniques used to evaluate changes in the environment. Insects are ecological indicators to assess the impact that may occur in a given environment (LUTINSKI *et al.*, 2013a). *Formicidae* is one of the most diverse insect taxa (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990) and has wide distribution, high richness and abundance in terrestrial ecosystems (ALONSO; AGOSTI, 2000). For Jamison *et al.* (2016), ants are biodiversity indicators, as they are easy to collect, reach a wide range of herbivore hosts and indicate the conditions of plant communities. Ants

are recognized as biological indicators, a tool to assess environmental conditions and monitoring degraded areas and the regeneration of forest areas (ILHA *et al.*, 2009; ARENAS *et al.*, 2015). These insects fulfill this role because they have a wide geographical distribution, are locally abundant, functionally important at all trophic levels and susceptible to ecological changes (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990).

In the state of Paraná, the pioneer entomofauna surveys were performed by Sakagami *et al.* (1967) and Gonçalves and Melo (2005). Such studies focused on the impact of deforestation, habitat fragmentation, introduction of exotic species, irrational agricultural practices and the reduction of native insect populations (LUTINSKI *et al.*, 2017). Although the state of Paraná has stood out for being the first in southern Brazil demanding the investigation of invertebrate fauna in Environmental Impact Study/Environmental Impact Report (EIS/EIR), which is adding significant knowledge on the occurrence and distribution of entomofauna, the state still lacks studies on the ant fauna.

Considering that the state of Paraná has important production of energy from SHP (KLIEMANN; DELARIVA, 2015), this study aimed to:

- Evaluate the richness and abundance of ants assemblages associated with areas under the direct impact (ADI) from the construction of small hydropower plants, in the northeast region of the state of Paraná;
- Analyze the association between occurrences of ant species and the environments sampled and the sampling periods;
- Produce information about the existing ant fauna for monitoring in the period after the implementation of SHP.

## MATERIAL AND METHODS

---

### Study area

The study was developed in an ecotone, a transition region between the Atlantic Forest and Cerrado, along the banks of the Fortaleza River, municipalities of Piraí do Sul, Tibagi and Ventania, in the northeastern region of the state of Paraná (Figure 1).

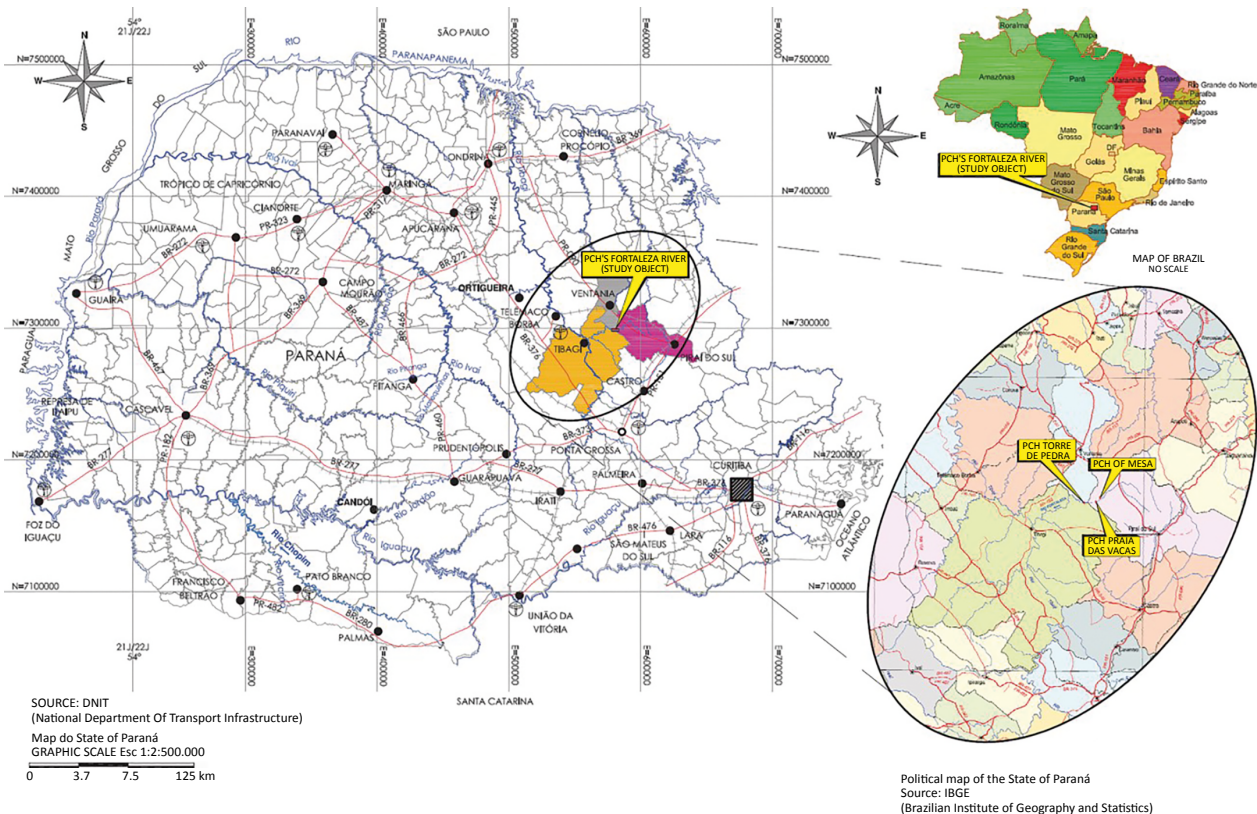
Five sampling sites were established in the river basin, where three SHP are projected to be implemented. The sites, located in the ADI of the undertakings, are composed of small forest fragments, located by the river:

- Site 1 (24°25'36" W; 50°13'54" S): 2 ha area, well-preserved environment, with well-formed litter and covered by dense vegetation. It is surrounded by crops of corn and soybeans, houses and pastures;
- Site 2 (24°25'28" W; 50°12'58" S): 6 ha area, forest fragment at advanced state of regeneration, with a well-formed litter and a dense understory. It is amidst crops, pastures and eucalyptus (*Eucalyptus* sp.) reforestation;
- Site 3 (24°25'55" W; 50°11'22" S): 2.5 ha area, amidst a pasture area with almost no litter and heavy trampling by cattle;
- Site 4 (24°25'34" W; 50°11'28" S): 4.5 ha area, at an intermediate stage of regeneration and is surrounded by eucalypt plantations, shrub and grasses. It does not have well-defined litter. It is also crossed by several roads and tracks used for silvicultural activities, logging and sand mining;
- Site 5 (24°25'17" W; 50°10'37" S): 4 ha area, presents the best preservation conditions. It is at an advanced stage of ecological succession, has a well-formed litter and dense vegetation. Traces of human action in this fragment are minimal.

## Sampling

To survey the ant fauna in forest fragments, two seasonal samplings were performed, one on September 16-18, 2014 (winter) and another on January 13-15, 2015 (summer). Soil pitfall traps were used, which consisted of

500 mL plastic cups (7.5 cm diameter × 11.5 cm height), buried to the rim. Inside each trap, we added 150 mL water with a drop of detergent to break the surface tension of water. Ten pitfall traps were set at each site, in each



**Figure 1 – Geographic location of three Small Hydroelectric Power Plants in Rio Fortaleza, Pirai do Sul, Tibagi and Ventania municipalities, Paraná, Brazil.**

sampling. They were installed at an approximately central point, on a line transect, spaced apart by 10 meters (LUTINSKI *et al.*, 2013b) and remained open for 48 hours.

Malaise traps were also used, one trap per site, in each sampling, totaling two samples for each site. The installation was carried out in transition environments between forest fragments and crops or grazing areas. The trap was made in white, with black septa and had a specific collector glass to 70% alcohol, used for fixing

## Data analysis

Species richness was defined as the number of species of ants occurring in each sample. Abundance was determined based on the relative frequency (number of records of a given species in each trap) and not based on the number of sampled individuals (LUTINSKI *et al.*, 2014). The percentage relative frequency was calculated for each species by the equation  $F(\%) = F_i \times 100 / F_t$ , where  $F_i$  is the number of occurrences of a given species in a given site and  $F_t$  is the total number of occurrences for this site.

The evaluation of diversity (richness and abundance) was performed using the Shannon-Weaver diversity index. This index allows estimating the local species diversity. The evenness is the contribution of each taxon in the community and was defined by the Pielou index (MAGURRAN, 1988). Both analyses were obtained using the software PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

In order to assess sampling sufficiency (number of taxa according to the sampling sites), we constructed a species accumulation curve for the assemblage of ants in each site. We also obtained a richness estimate for

insects. The sampled specimens were collected at the end of 48 hours of trap exposure.

All specimens were transferred to vials containing 70% alcohol and taken to the laboratory of Entomology at the Community University of Chapecó Region (Unochapecó), where they were sorted and organized for identification according to the following literature: Fernández (2003) and Baccaro *et al.* (2015). The classification follows Bolton (2003).

each site and compared it with the respective observed richness. For this, we used the nonparametric Chao 1 estimator and estimates were generated by the software EstimateS 8.0 (COLWELL, 2006). The Chao 1 estimator essentially uses information about the species occurring in a sample (unicates) and those that occur in two samples (duplicates) (CHAO, 1987).

All data were tested for homoscedasticity (Levene's test) and normality (Kolmogorov-Smirnov test). Before the multivariate analysis, biotic and abiotic data were standardized and the values were transformed (root-square transformation) to minimize the effect of outliers. It was used Detrended correspondence analysis (DCA) to establish the relationship of the ant fauna composition with the sampling sites and seasonality. Axes with eigenvalues greater than 0.20 were retained for interpretation. To investigate the effects of the environment and seasons on the species composition, the scores of the first two significant axes of the DCA were tested using analysis of variance (ANOVA). For this analysis, we used the STATISTICA 8.0 software (STATSOFT, Inc., 2007).

## RESULTS

In the ADI, 58 species of ants were recorded; 57 were caught in pitfall traps and eight in Malaise traps, only *Pachycondyla villosa* (Fabricius, 1804) was exclusive to this method of capture. The subfamily Myrmicinae was the most species-rich ( $S = 25$ ), followed by Formicinae ( $S = 13$ ) and Ponerinae ( $S = 7$ ). The genus *Camponotus* was the most representative, with 10 species, followed by *Pheidole* ( $S = 6$ ), *Linepithema*, *Pachycondyla*, *Pseudomyrmex* and *Solenopsis* ( $S = 4$ ). The highest richness was obtained in the winter ( $S = 45$ ), followed by summer ( $S = 33$ ) (Table 1).

As for the frequencies in the samples, *Gnamptogenys striatula* Mayr, 1884 and *Pheidole* sp. 4 were the most frequent species in site 1. In site 2, the frequency of *Pheidole* sp. 1 and *Pheidole* sp. 4 were the highest. In site 3, *Pheidole* sp. 1 and *Pheidole* sp. 6 and, in site 4, *Solenopsis saevissima* (F. Smith, 1855) and *Pachycondyla striata* (F. Smith, 1858) were the most frequent. Site 5 had *Pheidole* sp. 4 and *Linepithema* sp. 2 as the most frequent (Table 1). With the exception of site 4 ( $S' = 11$ ), the other sites presented similar richness (Site 1:  $S = 24$ ; Site 2:  $S = 25$ ; Site 3:  $S = 25$ , and Site 5:  $S = 26$ ). The higher diversity



**Table 1 – Relative frequency (%) of occurrence of ant species in samples from five sites under the direct impact from small hydropower plants in the Fortaleza River, municipalities of Pirai do Sul, Tibagi and Ventania, state of Paraná, Brazil. September 2014 and January 2015.**

Táxon	Sites				
	1	2	3	4	5
Subfamily Dolichoderinae					
Tribe Dolichoderini					
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)	1.6	2.1		4.8	2.0
<i>Dorymyrmex pyramicus</i> (Roger, 1863)			4.7		2.0
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)			4.7		3.9
<i>Linepithema</i> sp. 1	9.4	8.5	4.7	4.8	3.9
<i>Linepithema</i> sp. 2	3.1	2.1			9.8
<i>Linepithema</i> sp. 3		4.3			3.9
Subfamily Ectatomminae					
Tribe Ectatommini					
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	14.1	8.5	4.7		
<i>Gnamptogenys</i> sp.		4.3	4.7		
Subfamily Formicinae					
Tribe Camponotini					
<i>Camponotus atriceps</i> (F. Smith, 1858)		2.1		4.8	
<i>Camponotus diversipalpus</i> Santschi, 1922			4.7		5.9
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	3.1				2.0
<i>Camponotus mus</i> Roger, 1863	3.1	2.1	4.7		
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	3.1	2.1	2.3	14.3	3.9
<i>Camponotus</i> sp. 1	1.6	2.1			
<i>Camponotus</i> sp. 2			2.3		
<i>Camponotus</i> sp. 3			2.3		
<i>Camponotus</i> sp. 4		2.1			
<i>Camponotus</i> sp. 5			2.3		
Tribe Plagiolepidini					
<i>Brachymyrmex coactus</i> Mayr, 1887		2.1			3.9
<i>Brachymyrmex</i> sp.		4.3			
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	1.6				
Subfamily Heteroponerinae					
Tribe Heteroponerini					
<i>Heteroponera flava</i> Kempf, 1962	1.6				
Subfamily Myrmicinae					
Tribe Attini					
<i>Acromyrmex niger</i> (F. Smith, 1858)	1.6	2.1			2.0
<i>Acromyrmex rugosus</i> (F. Smith, 1858)	4.7	4.3	2.3		
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)			2.3		
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> Mayr, 1887			4.7	4.8	5.9
<i>Mycocepurus goeldii</i> (Forel, 1893)		2.1	4.7		

Continue...

Table 1 – Continuation.

Táxon	Sites				
	1	2	3	4	5
Tribe Blepharidattini					
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)					2.0
Tribe Cephalotini					
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	1.6	2.1			
<i>Cephalotes</i> sp.		2.1			2.0
Tribe Crematogastrini					
<i>Crematogaster corticicola</i> (Mayr, 1887)	3.1		2.3		
<i>Crematogaster</i> sp. 1	1.6				
<i>Crematogaster</i> sp. 3				4.8	
Tribe Myrmicini					
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Forel, 1879			4.7		
<i>Pogonomyrmex</i> sp. 1		4.3			
<i>Pogonomyrmex</i> sp. 2					2.0
Tribe Pheidolini					
<i>Pheidole</i> sp. 1	9.4	10.6	9.3	9.5	5.9
<i>Pheidole</i> sp. 2		4.3			
<i>Pheidole</i> sp. 3	1.6				
<i>Pheidole</i> sp. 4	7.8	10.6	2.3	9.5	17.6
<i>Pheidole</i> sp. 5	1.6				
<i>Pheidole</i> sp. 6			4.7		2.0
Tribe Solenopsidini					
<i>Solenopsis saevissima</i> (F. Smith, 1855)	4.7			9.5	
<i>Solenopsis</i> sp. 1			2.3	9.5	2.0
<i>Solenopsis</i> sp. 2					
<i>Solenopsis</i> sp. 3			7.0		
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)					2.0
Subfamily Ponerinae					
Tribe Ponerini					
<i>Hypoponera</i> sp.		2.1			
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	7.8		2.3		
<i>Odontomachus</i> sp.			7.0		
<i>Pachycondyla crenata</i> (Roger, 1858)		4.3			2.0
<i>Pachycondyla striata</i> F. Smith, 1858	9.4	2.1	2.3	14.3	7.8
<i>Pachycondyla villosa</i> (Fabricius, 1804)				4.8	
<i>Pachycondyla</i> sp.					2.0
Subfamily Pseudomyrmecinae					
Tribe Pseudomyrmecini					
<i>Pseudomyrmex flavidulus</i> (F. Smith, 1858)				4.8	2.0

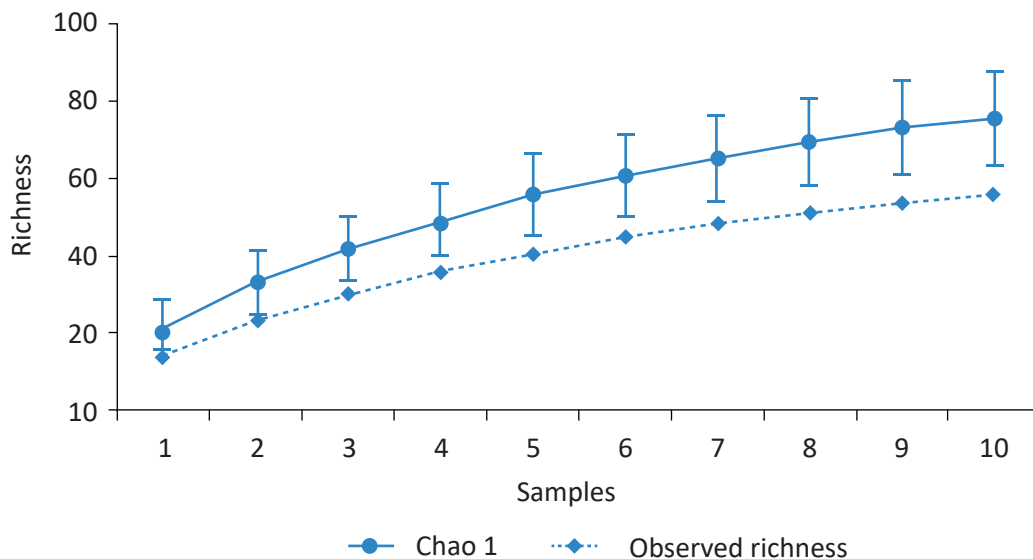
was observed at site 2 ( $H' = 2.86$ ), whereas the lowest, at site 4 ( $H' = 1.39$ ). The same pattern was observed for the evenness, with the highest value recorded at site 2 ( $J' = 0.89$ ) and the lowest, at site 4 ( $J' = 0.56$ ) (Table 2).

The species accumulation curve showed the need for a more intensive sampling effort, because it did not reach the asymptote, both for observed and estimated richness (Chao 1). Except for site 4, where the estimated richness was considerably close to that observed, in the other sites sampled, the species richness recorded was far from the estimated values (Chao 1) (Figure 2).

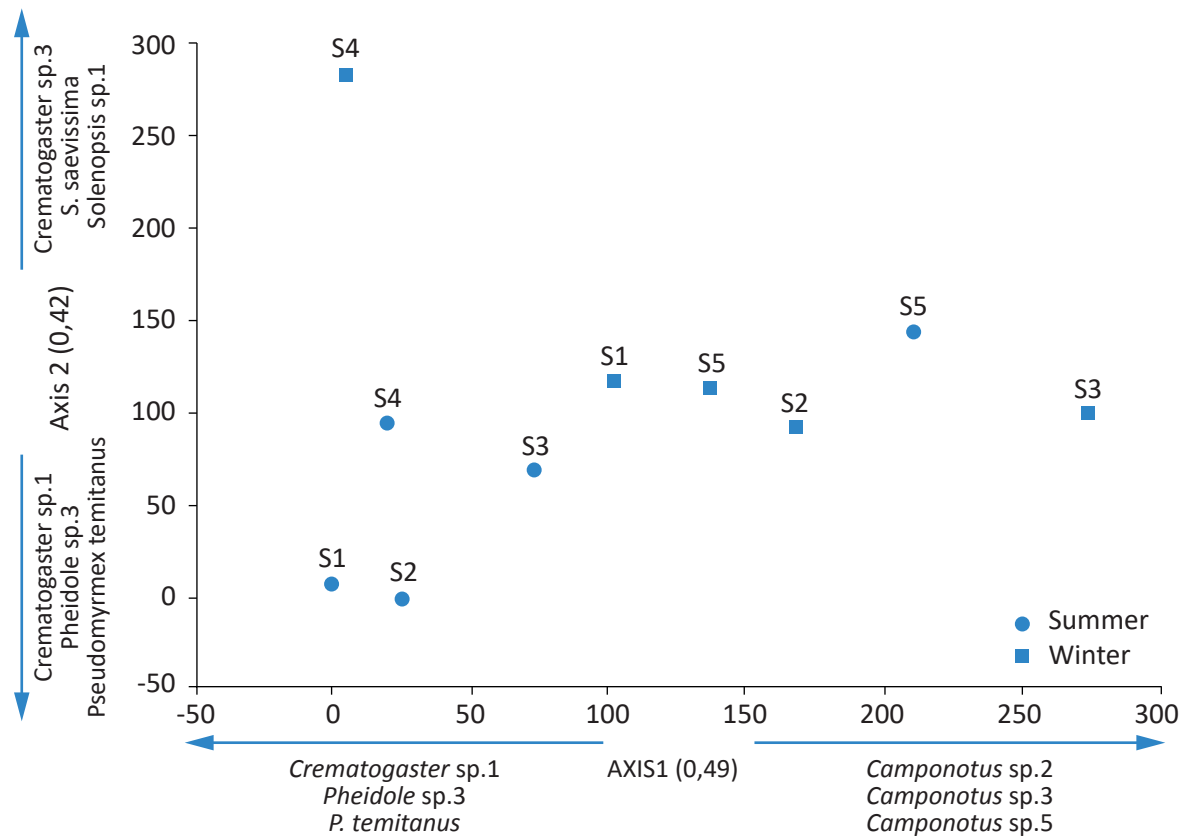
The first two DCA axes had eigenvalues of 0.49 and 0.42, respectively (Figure 3). In the multivariate diagram, we observed the separation of summer and winter samples regarding the ant community composition in the fragments. The winter sample in site 4 segregated from the others by the lowest richness among all sampling sites and also the exclusive record of *Crematogaster* sp. 1 and almost exclusive of *S. saevissima*. However, evaluating the influence of seasons and sites on the ant fauna in the fragments, there was no significant difference in both axes ( $p > 0.05$ ).

**Table 2 – Ecological indicators for ant assemblages in samples from five sites under the direct impact from small hydropower plants in the Fortaleza River, municipalities of Pirai do Sul, Tibagi and Ventania, state of Paraná, Brazil. September 2014 and January 2015.**

Ecological Indicators	Sites				
	1	2	3	4	5
Richness	24	25	25	11	26
Occurrences	252	78	123	75	102
Diversity ( $H'$ )	2.35	2.86	2.60	1.39	2.16
Equitability ( $J'$ )	0.74	0.89	0.81	0.58	0.66
Chao 1	33.3	38.7	31.4	13.0	37.4



**Figure 2 – Observed and estimated (Chao 1) richness of ants in samples from five sites under the direct impact from small hydropower plants in the Fortaleza River, municipalities of Pirai do Sul, Tibagi and Ventania, state of Paraná, Brazil. September 2014 and January 2015.**



**Figure 3 – Ordination of ant fauna composition by detrended correspondence analysis (DCA) in samples from five sites under the direct impact from small hydropower plants in the Fortaleza River, municipalities of Pirai do Sul, Tibagi and Ventania, state of Paraná, Brazil. September 2014 and January 2015.**

## DISCUSSION

The richness of ants recorded in this study was below other surveys performed in forested environments in southern Brazil (ULYSSEÁ *et al.*, 2011; LUTINSKI *et al.*, 2014), however, is more than double the richness of ants verified by Maciel *et al.* (2011) in southern state of Paraná. The pattern of species composition was similar to other studies in Brazilian ecosystems with predominance of the subfamily Myrmecinae and the genera *Camponotus* and *Pheidole* (ILHA *et al.*, 2009; LUTINSKI *et al.*, 2013a). The fact that only two samplings were conducted may have influenced the richness, as indicated by the Chao1 estimator. The diversity ( $H'$ ) and evenness ( $J'$ ) represented the characteristics of the sites, since the highest values were obtained in those with the best conditions (plant community at a more ad-

vanced stage of succession and better formed litter) for the maintenance of ant fauna. It is noteworthy the difference in composition of ant fauna sampled in the two samplings and homogeneity among the assemblages in the five sites.

The subfamily Myrmecinae is dominant in Brazilian biomes, such as the Atlantic Forest and Cerrado, both in number of genera and species. Some characteristics are remarkable for the success of this subfamily, including the diversity of feeding and nesting habits (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Additionally, the predominance of Myrmecinae can be because it is extremely adapted to changes in the different environmental conditions and can occupy various niches (GUZMÁN-MENDOZA *et al.*, 2016).



The sampled sites have characteristics in common, such as the strong anthropic action in adjacent areas, where forest fragments are small and isolated by huge areas of agriculture and livestock. Environments with these characteristics allow species tolerant to alterations in environmental physical conditions, with ability to colonize environments disturbed by human activities, such as some species of *Camponotus*, *Crematogaster*, *Linepithema*, *Pheidole* and *Solenopsis*, to settle and become abundant and dominant in these environments (LUTINSKI *et al.*, 2013a).

It is important to emphasize the diversity of *Pachycondyla* and *Pseudomyrmex* in the samples, once these ants are associated with litter and vegetation, respectively, where they nest and find prey (BACCARO *et al.*, 2015). The pseudomyrmecinae ants are agile and solitary patrol with well-developed vision and diurnal habits. Among the 180 species described for the Neotropics, most are associated with vegetation. Many of them are dependent on myrmecophilous plants (BACCARO *et al.*, 2015). They visit nectaries and some predate on the ground. They prefer dense and humid forests although some can be found in open areas (WARD, 2003). The association of entomofauna with remnant forest fragments may also explain the occurrence of *Cephalotes* ants, whose species need shelter and nesting place in the vegetation. *Cephalotes* ants are essentially arboreal and rarely come down to the ground. They are associated with vegetation where they find a source of supply and place to build their nests, so they are very dependent on good local flora conditions in order to establish (FERNÁNDEZ, 2003).

The species richness and composition proved to be influenced by the habitat structure, mainly the site 4, which is an intermediate recovery area with little litter and no capacity to support a more diverse ant fauna, corroborating Arenas *et al.* (2015), who stated that simplified environments usually contain a lower richness and diversity of ants, with a fauna made up of generalist species. The other sites showed a more similar richness and composition, and probably have sufficient structural heterogeneity to allow a smaller niche overlap and therefore increase the number of ant species in these areas. According to Queiroz and Ribas (2016), the environmental heterogeneity is a determining factor for the coexistence of species and re-

duction in competition. Other factors that can act for the determination of this pattern are the size of the fragments and the conservation status. The occurrence of *Gnamptogenys* and *Hypoponera* is an important indicator of environmental conservation, because, in agreement with Valdés-Rodríguez *et al.* (2014), ants of these genera share, beyond the predatory habit, the habit of building nests in fallen logs, under rocks or on the litter, in general, that is, require environments with structure capable of sheltering these species.

The seasonal effect on the richness and composition of the ant community was remarkable, since species richness was higher in the winter. The temperature is limiting to the metabolism of insects in general, which are more active in periods of the year with higher temperatures (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Nevertheless, in this study, this hypothesis was not confirmed, which can be attributed to rainfall registered in the field (~ 100 mm) during the sampling in January 2015 (summer).

The diversity index indicates that ant assemblages in the ADI are poor, equivalent to the insect fauna found in monoculture areas of the region, such as plantations of pine and eucalyptus, and is lower than that found in preserved areas (COSTA-MILANEZ *et al.*, 2014). The highest values of Shannon found in site 2 are closely related to the preservation of the forest fragment. According to Peralta and Martínez (2013), evenness index ranges from zero to one, and a result greater than 0.5 indicates uniformity in the distribution of species in the evaluated location. The low frequency of most of the species of ants in the samples explains the high evenness of the assemblages, in each of the sites. As observed in this study, the presence of many uncommon species is a pattern well-documented for tropical and neotropical regions (CHACÓN DE ULLOA; ABADÍA, 2014).

In relation to sampling effort, the results indicate that the richness of ants of the AID may be higher than observed in the samples. The species accumulation curves of the five sites studied presented an upward trend at the end of the samplings. Given the diverse biological and ecological characteristics of ants (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990), the sampling techniques used and the two samplings performed, the results allow us to infer sampling sufficiency. However, for the accumulation curves to reach a perfect asymptote, additional samples are required, using complementary techniques and for a longer period, to properly survey the diversity.

Although the DCA axes were not significant, there is a trend of seasonal influence on the species composition. The ant species evaluated may have different responses to variations in temperature and rainfall, typical of winter and summer seasons. These variations can affect nesting and foraging activity of ants (GALLEGO-ROPERO; RIVERA, 2015). Possibly, ants regulate the foraging activity based on these climate characteristics, thus explaining the difference in the composition between the seasons. Moreover, there are other variables related to the complexity of the environment, such as the presence of understory and litter, which can play a decisive role in structuring the ant community in the area under the impact from SHP.

The presence of ants indicates the existence of a complex fauna of prey and other organisms, in this way, the invertebrate richness of the AID can be considered significant, though poor when compared with preserved environments. This fauna keeps colonizing and using forest remnants in the AID as a refuge. The removal of vegetation and formation of lakes in the DAA, from the implementation of three SHP, may cause microclimate changes in the AID, which may impact the richness, abundance and composition of ant assemblages colonizing the forest remnants of the Fortaleza River basin. These impacts can be monitored based on the results of this study.

## REFERENCES

- ALONSO, L.E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L.E.; SCHULTZ, T.R. (Orgs.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Washington: Smithsonian Institution. 2000. p. 1-8.
- ARENAS, A.; CORREDOR, G.; ARMBRECHT, I. Hormigas y carábidos en cuatro ambientes del piedemonte del Parque Nacional Natural Farallones de Cali, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, v. 41, n. 1, p. 120-125, 2015.
- BACCARO, F.B.; FEITOSA, R.M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I.O.; IZZO, T.J.; SOUZA, J.L.P. de; SOLAR, R. *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*. Manaus: Editora Inpa, 2015. 388 p.
- BARBOSA-FILHO, W.P. Impactos ambientais em usinas eólicas. *In*: CONGRESSO SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL, 2013. *Anais...*Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2013. p.1-17.
- BOLTON, B. *Synopsis and classification of Formicidae*. Gainesville: The American Entomological Institute, 2003. 370 p.
- CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catch ability. *Biometrics*, v. 43, n. 4, p. 783-791, 1987.
- CHACÓN DE ULLOA, P.; ABADÍA, J.C. Dos décadas de estudio de la diversidad de hormigas en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, v. 38, n. 148, p. 250-260, 2014.
- COLWELL, R.K. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Simplex (Software and User's Guide)*, Versão 8.2006. Available from: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>. Access on: 30 Oct. 2015.
- COSTA-MILANEZ, C.B.; LOURENÇO-SILVA, G.; CASTRO, P.T.A.; MAJER, J.D.; RIBEIRO, S.P. Are ant assemblages of Brazilian veredas characterised by location or habitat type? *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 1, p. 89-99, 2014.
- DIAMOND, J. *Colapso*. 8.ed. Rio de Janeiro: Record, 2012. 699 p.
- 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.
- GALLEGO-ROPERO, M.C.; RIVERA, B.S. Ensamblaje de hormigas del bosque seco tropical, Jardín Botánico de Cali. *Colombia Forestal*, v. 18, n. 1, p. 139-150, 2015.

- GONÇALVES, R.B.; MELO, G.A.R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: Diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 49, p. 557-571, 2005.
- GUZMÁN-MENDOZA, R.; CASTAÑO-MENESES, G.; NUÑEZ-PALENIUS, H.G. The diversity of ant communities (Hymenoptera: Formicidae) and their connections with other arthropods from three temperate forests of Central Mexico. *Revista de Biología Tropical*, v. 64, n. 2, p. 571-585, 2016.
- 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)>. Access on: 23 mar. 2016.
- 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.
- JAMISON, S.L.; ROBERTSON, M.; ENGELBRECHT, I.; HAWKES, P. An assessment of rehabilitation success in an African grassland using ants as bioindicators. *Koedoe*, v. 58, n. 1, p. 1-16, 2016.
- KLIEMANN, B.C.K.; DELARIVA, R.L. Pequenas centrais hidrelétricas: cenários e perspectivas no estado do Paraná. *Ciência e Natura*, v. 37, n. 3, p. 274-283, 2015.
- 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.; LOPES, B.C.; 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, p. 37-43, 2013b.
- LUTINSKI, J.A.; LUTINSKI, C.J.; LOPES, C.B.; 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.
- MACIEL, L.; IANTAS, J.; GRUCHOWSKI-W, F.C.; HOLDEFER, D.R. Inventário da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em ambiente de sucessão ecológica florística no município de União da Vitória, Paraná. *Biodiversidade Pampeana*, v. 9, n. 1, p. 38-43, 2011.
- MAGURRAN, A.E. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179 p.
- PERALTA, L.; MARTÍNEZ, P.A. Ensembles de ácaros oribátidos em hormigueiros de *Acromyrmex* spp. (Hymenoptera, Formicidae). *Ecologia Austral*, v. 23, n. 3, p. 209-217, 2013.
- QUEIROZ, A.C.M.; RIBAS, C.R. Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. *Brazilian Journal of Biology*, v. 76, n. 4, p. 864-870, 2016.
- SAKAGAMI, S.F.; LAROCCA, S.; MOURE, J.S. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary Report. *Journal of the Faculty of Science*, v. 16, p. 253-291, 1967.
- STATSOFT, Inc. *STATISTICA (data analysis software system), version 8.0*. 2007. Available from: <<http://www.statsoft.com>>. Access: 20 jul. 2011.

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.

VALDÉS-RODRÍGUEZ, S.; CHACÓN DE ULLOA, P.; ARMBRECHT, I. Especies de hormigas del suelo en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, v. 62, Suppl. 1, p. 265-276, 2014.

WARD, P.S. Subfamilia Pseudomyrmecinae. 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. 331-333.



# ESTUDO COMPARATIVO DE MÉTODOS DE HIERARQUIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UMA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE UVA

## COMPARATIVE STUDY OF SOLID WASTE HIERARCHICAL METHODS IN A GRAPE PROCESSING INDUSTRY

### **Marco Aurélio de Velasco Teixeira**

Médico Veterinário pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

### **Klaus Dieter Sautter**

Engenheiro agrônomo pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutor em Engenharia Florestal pela UFPR. Professor de Gestão Ambiental, Uniandrade – Curitiba (PR), Brasil.

### **Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho**

Químico pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP Araraquara). Mestre e Doutor em Química Analítica pela UNESP Araraquara. Professor do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

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

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho – Universidade Positivo – Avenida Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5.300 – Campo Comprido – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: mcarvalho@up.edu.br

**Recebido:** 04/03/2016

**Aceito:** 25/08/2017

### **RESUMO**

À medida que a população mundial cresce, aumenta a necessidade de suprir a demanda de alimentos e produtos e, conseqüentemente, a geração de resíduos. A procura por práticas produtivas mais limpas incitou a realização desta pesquisa, que objetivou comparar dois métodos de hierarquização de resíduos gerados na linha de produção de uma indústria de processamento de uva, desde a chegada de insumos até a saída do produto final, a fim de propiciar a melhor forma para destiná-los. Os resíduos gerados foram qualificados e quantificados. Foram aplicados dois modelos de hierarquização: um que exige do aplicador um conhecimento matemático para ser utilizado, e o de menor complexidade, baseando-se em dados qualitativos. Destaca-se que ambos, quando aplicados, mostraram-se viáveis e eficientes no que se refere aos resultados obtidos em uma indústria de processamento de uvas, podendo, assim, servir de ferramenta em um programa de minimização de resíduos.

**Palavras-chave:** indústria; resíduos; comparação de métodos; processamento de uva.

### **ABSTRACT**

As the world population grows up, bigger is the necessity to meet the demand for food and products and the generation of waste. Looking for cleaner production practices, the objective of this research was to compare two hierarchical methods of waste generated in the production line of a grape processing industry, from the arrival of raw materials to the output of the final product in demand to provide the best way to destine them. The waste generated was qualified and quantified. Two models of hierarchy were applied: the one requires a mathematical knowledge of the researcher, while the other, proved to be less complex. Both, when applied, proved feasible and effective in regard to the results obtained in a grape processing industry and can thus serve as a tool for a waste minimization program.

**Keywords:** industry; waste; comparison of methods; processing of grape fruit.

## INTRODUÇÃO

O ser humano necessita do meio ambiente para sua sobrevivência, o que tem se tornado quase uma justificativa para que ocorra a destruição, em velocidades diferentes, dos recursos naturais disponíveis. Na visão de Campos e Leripio (2009), a relação desenvolvimento-conservação ambiental vem servindo de justificativa para danos causados pelo homem aumentando a necessidade de se estabelecer responsabilidades para que o desenvolvimento ocorra e para que haja o comprometimento de todas as áreas, inclusive do consumidor final, quando opta por produtos oriundos de fontes renováveis mais limpas. Esses autores complementam apontando que essa relação inevitável entre qualidade ambiental e desenvolvimento econômico deve ser pacífica, pois os envolvidos são dependentes entre si, e que o diferencial está nas empresas, que para se tornarem mais competitivas, buscam o aumento da produtividade aliado à conscientização, cada dia maior, de que os recursos naturais são finitos.

Cada vez mais, os investidores percebem o comprometimento econômico sustentável das empresas como aprimoramento da estratégia gerencial e são estimulados a diversificar suas aplicações financeiras em companhias “sustentáveis” (HOTI *et al.*, 2005).

As empresas estão focadas no aumento da produção; na visão de Grubhofer (2006), para que isso ocorra em um curto espaço de tempo, as companhias precisam focar na preservação da qualidade dos produtos pensando em um menor uso de insumos e buscar sempre a preservação de recursos naturais, por meio da redução de custos e da otimização do uso dos recursos disponíveis, o que atrai investidores e as torna, conseqüentemente, mais competitivas.

O gerenciamento de resíduos sólidos, líquidos e gasosos é assunto principal nos debates de desenvolvimento sustentável, quando se visualiza que os processos de gerar, tratar e dispor esses detritos corretamente influenciam diretamente no meio ambiente. Gerenciar os resíduos adequadamente induz ao ideal de desenvolvimento sustentável, principalmente se a atuação tiver como primeiro e principal propósito reduzir a quantidade de resíduo (HOLT *et al.*, 2000). Com a finalidade de igualar as condutas aplicadas no Brasil àquelas de países mais desenvolvidos, a Lei nº 12.305/10 criou a

Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e instituiu a importância da redução de geração de resíduos, propondo a prática de hábitos de consumo sustentáveis e criando instrumentos que estimulam a reciclagem, a reutilização de resíduos sólidos que tenham valor econômico e ainda possam ser utilizados, bem como a destinação de forma ambientalmente adequada. Com essas práticas, a meta do país seria alcançar um índice de reciclagem de 20% até o ano de 2015 (BRASIL, 2010).

Na visão de Matos e Schalch (2000), as indústrias estão à procura de soluções para a minimização de seus resíduos por meio do emprego de medidas que visam minimizar a quantidade de resíduos gerados no processo de produção. Tais posturas têm se mostrado eficientes no atendimento às legislações, na redução de gastos, na manutenção de uma imagem ambientalmente correta das indústrias e na diminuição da degradação do meio ambiente. Os autores afirmam, ainda, que uma grande dificuldade consiste em mudar o conceito de lixo dado ao resíduo ou a denominação de resto de processo produtivo, visto que normalmente não se considera seu potencial energético para outros processos.

Para UNEP (2000), minimizar resíduos é o resultado da combinação de conservar o máximo de materiais, pelo uso sustentável da água e pelo menor dispêndio de energia, buscando não fazer uso de materiais tóxicos e minimizando a periculosidade e a carga tóxica de emissões.

Segundo Leite e Pawlowsky (2005), quando se associa a utilização de um modelo matemático à prática de se minimizar resíduos, a metodologia torna-se de grande importância no detalhamento de soluções visando ao gerenciamento de resíduos industriais gerados.

Para que se forme um conceito até que se possa tomar alguma decisão referente à minimização dos possíveis impactos ambientais em uma indústria, é preciso que haja um estudo cuidadoso das diversas alternativas disponíveis. Como ferramenta para esse propósito, a opção escolhida foi usar um método de análise multicritério por meio de um modelo matemático no qual se utilizam alguns critérios previamente estabelecidos e que devem ser posteriormente julgados de maneira hierárquica, de acordo com o modelo utilizado por Nisgoski (2007).

Na proposta de Satty (1991), os resíduos depois de identificadas, poderiam ser agrupadas de forma distinta em conjuntos, o que conceituaria a hierarquia de uma forma particular, fazendo com que fosse possível explicar o modelo de Análise Hierárquica que facilite as empresas no momento de se tomar uma decisão.

Para Silva e Mischel (2005), os métodos de avaliação multicritério são capazes de diferenciar melhor os resultados obtidos quando se está diante de uma estrutura com variáveis que permitem trabalhar tanto quantitativamente quanto qualitativamente. Em problemas envolvendo decisões mais complexas, existem outros critérios dos quais poderia se lançar mão para uma tomada de decisão final entre as várias formas propostas. Defendem ainda que, por meio da modelagem matemática, a Análise de Decisão Multicritério é capaz de

padronizar o processo de tomada de decisão, auxiliando na resolução de problemas que entravam diversos objetivos a serem alcançados simultaneamente.

A indústria nacional de bebidas tem enorme importância no cenário econômico. Isso é comprovado quando se revela que o Brasil, em um contexto mundial, figura como o terceiro maior fabricante e consumidor de refrigerantes. Quanto à produção de sucos, isotônicos e bebidas energéticas, esse mercado movimentava cerca de 250 milhões de L.ano<sup>-1</sup>, seguido da produção de destilados, com 1,3 bilhão de L.ano<sup>-1</sup> (SICM, 2010). O vinho coloca o Brasil na 16ª colocação no cenário mundial, com fabricação de 360 milhões de L.ano<sup>-1</sup> (UVIBRA, 2013).

A proposta deste trabalho foi elaborar um programa de hierarquização de resíduos para uma indústria de processamento de uva.

## METODOLOGIA

### Descrição da empresa e do processo produtivo

O presente trabalho foi realizado em uma indústria de processamento de uvas localizada na Região Metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná. A empresa possui 98 trabalhadores e, dentre as aproximadamente 800 vinícolas brasileiras, é a maior, com capacidade para esterilizar, rotular e envasar 37.000 garrafas h<sup>-1</sup> em suas 4 linhas de

produção. A indústria, em 2010, processou 18 milhões de L, entre sucos, vinhos e espumantes, equivalente a 8,5% da produção nacional. Sua maior produção dos derivados da uva vem do Estado do Rio Grande do Sul: na Serra Gaúcha, absorve a safra produzida por 1.200 famílias de agricultores, conforme vídeo institucional da empresa.

### Metodologia para identificação e quantificação dos resíduos

A indústria estudada é geradora de aproximadamente 24 t de resíduos mensais, majoritariamente vidro, lodo, *pallets*, rótulos, papelão e plásticos. Os resíduos analisados no presente trabalho foram provenientes única e exclusivamente da linha de produção e envase da indústria, não levando em consideração outras origens, como escritório, cozinha e refeitório.

Preliminarmente, foi feita uma observação minuciosa *in loco*, para se identificar os pontos geradores de cada resíduo e o modo de trabalho dos manipuladores e coletores. Não foram feitas alterações no modo de trabalho e na rotina dos coletores; assim sendo, eles agiam conforme seu modo de operação diário. No momento da quantificação, os resíduos foram captados nos se-

tores em que foram gerados; posteriormente, foram agrupados por tipo em um local especificado na indústria e, a cada montante coletado, era solicitada a presença da empresa coletora, para correta destinação. A pesagem total era feita na própria empresa, quando da saída do caminhão, e o controle feito por meio de fichas de quantificação de resíduos que ficavam na portaria da empresa. Este trabalho de coleta de dados transcorreu de maio de 2013 a maio de 2014.

Após a coleta dos dados, foram aplicados dois métodos diferentes de hierarquização de resíduos, bem como realizada a comparação dos resultados entre os dois modelos, quando aplicados a uma indústria de processamento de uvas.

### *Método de priorização adotado por Scaramal (2002)*

Scaramal (2002) utilizou um modelo de priorização de resíduos adaptando os modelos do Sistema de Gestão Ambiental e o modelo do Manual de Oportunidade de Minimização de Resíduos (PNUD, 1998; VITERBO JÚNIOR, 1998), que seleciona sete critérios para serem priorizados, considerando as necessidades da empresa em estudo. Esses critérios receberam pesos (escala de 1 a 3) proporcionais à sua importância.

Os símbolos utilizados no *Qualify Function Deployment* foram adotados para quantificar os impactos e foi utilizada a série de 3<sup>n</sup>; assim sendo, pôde-se adotar números valorando em relação à probabilidade de que um evento ocorra (ANDRETTA, 2000).

Inexistente ou fraca: 3<sup>0</sup> = 1

Mediana: 3<sup>1</sup> = 3

### *Atendimento à legislação*

Neste item foi verificado se o destino dado aos resíduos e se suas manipulações atendem às legislações.

Foram atribuídos os seguintes valores:

- 1: se a disposição e a manipulação dos resíduos estão em conformidade com a legislação;
- 3: se a disposição e a manipulação dos resíduos estão em conformidade, mas podem ser melhoradas para se adequar a mudanças futuras da legislação;

### *Valores gastos para o tratamento do resíduo*

Neste item foram verificados os valores a serem gastos pela empresa quando for necessário o deslocamento para dispor os resíduos.

Valoração:

- 1: se não houver custos para atender;

### *Potenciais riscos à segurança*

Neste item, foram avaliados os resíduos pertencentes às classes I e II-A, visto que esses são os possíveis geradores de risco à saúde humana e, conseqüentemente, à segurança dos manipuladores. Os resíduos classifi-

Alta 3<sup>2</sup> = 9

Quando se utiliza o método em que se dá valores a uma prioridade, segundo Vilas Boas (2003), há intenção de transformar um dado em número. A verbalização adotada, nesse caso entre 1 e 9, serve para quantificar e comparar os itens relacionados.

Os números ímpares são usados para assegurar razoável distinção entre os pontos da medição, ao passo que os pares só devem ser adotados quando o consenso natural não for alcançado entre os avaliadores, havendo necessidade de uma solução negociada (SATTY, 1980).

Scaramal (2002) sugere que as empresas utilizem essa ferramenta, pois essa forma de avaliação é prática e de fácil implementação quando utilizada para avaliar os aspectos de formação e os impactos ambientais gerados de acordo com os dados colhidos.

9: se a disposição e a manipulação dos resíduos não atendem às conformidades legais ou se os resíduos não são dispostos de maneira legal, a empresa pode ficar sujeita a sanções legais, tendo até mesmo de arcar com a recuperação de áreas de aterro.

Por ser um item importante, este recebeu peso 2. Assim sendo, resíduos devidamente dispostos não deixam a empresa passível de receber multas que onerariam no custo final.

3: se os custos forem até 20.000 reais.ano<sup>-1</sup>;

9: se os custos forem acima de 20.000 reais.ano<sup>-1</sup>.

Para este item foi atribuído peso 1 e foram priorizados resíduos cuja destinação é mais dispendiosa à empresa.

cados como II-B receberam valor 1 por não causarem danos à saúde.

Serão dados os seguintes valores:



- 1: para resíduos com os quais os funcionários não têm contato durante nenhuma etapa de produção;
- 3: para resíduos em que há possibilidade de contato direto com o manipulador;

### *Quantidade de resíduo gerada na indústria*

Para análise deste item, foi considerado o volume do resíduo gerado entre maio de 2013 e maio de 2014, de acordo com a coleta realizada nos diversos pontos da linha de produção da empresa.

Serão dados os seguintes valores:

- 1: até 20.000 kg.ano<sup>-1</sup> de resíduo;

### *Classificação dos resíduos gerados na indústria*

Os resíduos foram classificados conforme a NBR 10004 (ABNT, 2004), em que são separados por classes.

Serão atribuídos os seguintes valores:

- 1: para os resíduos gerados que pertencerem à classe II-B (inertes);
- 3: para os resíduos gerados que pertencerem à classe II-A (não inertes);

### *Facilidades de minimização dos resíduos*

Devido ao fato de existirem medidas para minimizar os resíduos que não geram gastos para a indústria, foi adotado este item também como uma medida de priorização de destinação.

- 1: quando não houver necessidade de investimentos para minimizar resíduos;

### *Capacidade de agregar valores à recuperação de subprodutos*

Foi analisada, na indústria de processamento de uvas, a possibilidade de transformar o resíduo agregando valor a ele ou fazer com que não haja custo maior no seu processo de formação e disposição.

Foram dados os seguintes valores a este item:

- 1: para quando o resíduo não for mais oneroso para a empresa a partir de sua minimização;

- 9: para resíduos em que é inevitável o contato direto do funcionário.

Para este item, foi adotado peso 1 e serão prioritários os possíveis causadores de dano tanto à segurança quanto à saúde dos funcionários.

- 3: de 20.000 kg.ano<sup>-1</sup> a 50.000 kg.ano<sup>-1</sup> de resíduo;

- 9: acima de 50.000 kg.ano<sup>-1</sup> de resíduo.

Este item recebeu peso 1 e a prioridade foi dada a resíduos gerados em maior quantidade, haja vista a necessidade de estocagem.

- 9: para os resíduos gerados que pertencerem à classe I (perigosos).

Este é um quesito de grande importância e pode dimensionar um impacto, dependendo de seu destino correto, por isso foi adotado peso 2, com o objetivo de priorizar os resíduos mais perigosos.

- 3: quando for necessário investir e o retorno ocorrerá em curto prazo;

- 9: quando for necessário investir e o retorno poderá ocorrer em longo prazo.

Foi atribuído para este item o peso 1.

- 3: se a empresa conseguir com sua comercialização uma receita de até R\$ 10.000,00.mês<sup>-1</sup>;

- 9: se empresa conseguir com a sua comercialização um valor acima de R\$ 10.000,00.mês<sup>-1</sup>.

Consideramos que, com a receita gerada na comercialização do resíduo, a empresa poderá investir em novos projetos, com o intuito de melhorar sua minimização — este item torna-se muito importante e, por isso, adotou-se o valor 3.

### Número de prioridade

A última coluna da Tabela de Prioridades é a do Número de Prioridades (N.P.), que é a somatória dos itens anteriores multiplicados pelos seus respectivos pesos, conforme a Equação 1:

$$N.P. = A X P_A + B X P_B + C X P_C + D X P_D + E X P_E + F X P_F + G X P_G \quad (1)$$

Em que:

A: legislação;

B: custos para tratamento do resíduo;

C: riscos potenciais à segurança;

D: quantidade gerada de resíduo;

E: classificação do resíduo;

F: potencial (ou facilidade) de minimização;

G: potencial de recuperação de subprodutos com valor agregado;

N.P.: número de prioridades.

### Método de priorização adotado por Cercal (2000)

Para o modelo matemático de Cercal (2000), “equipamentos” são a parte física do processo de produção; e os “produtos”, o fruto do processamento dos materiais. Esse método consiste basicamente em priorizar os resíduos sob três enfoques diferentes:

- O aspecto econômico, incluídos os fatores ambientais e técnicos;
- Os riscos gerais que a geração do resíduo representa, seja para a imagem da empresa, para a saúde dos seus trabalhadores ou para moradores vizinhos e comunidades adjacentes;
- A maior ou menor condição que a empresa tem em disponibilizar recursos humanos, financeiros

e técnicas que possibilitem a diminuição da carga residual.

Segundo Cercal (2000), esses estudos foram desenvolvidos separadamente por dois motivos principais:

- Para que o usuário possa selecionar suas prioridades para a minimização de resíduos sob três enfoques importantes e essencialmente diferentes;
- Para evitar o risco de chegar a uma solução heurística, em um único modelo geral, embora matematicamente coerente, não seria muito representativa da realidade, por misturar diferentes categorias de conceitos.

### Análise do resíduo por valor

Diante da análise por valor a ser efetuada, o método de minimização considera não só o aspecto ambiental para hierarquizar os resíduos, mas também as quantidades geradas, os custos para se gerenciar os resíduos, o destino final, o valor dos materiais e o grau de alteração (CERCAL, 2000).

Quanto ao destino dado aos resíduos, Cercal (2000) dividiu as possibilidades em 25 classes, de acordo com a natureza do resíduo, se o material pode ser útil como matéria-prima, subproduto ou combustível e se ele foi beneficiado ou não antes de ser disposto. Cercal (2000) criou uma variável que consiste no índice de priorização hierárquica de minimização de resíduos (IPHMR) e na alteração percentual admitida para o valor percentual do resíduo.

O IPHMR é uma constante e representa a posição da classe de destinação na escala de hierarquia de prio-

riedades da teoria de minimização de resíduos; assim sendo, esse valor poderá variar de -1,8 a +1,0; quanto maior o valor, mais prioritário será destinar o resíduo.

A alteração percentual é admitida para o valor do resíduo em função da composição de sua massa e do valor dos materiais nele contidos. Esse valor pode ser calculado de acordo com essa composição de massa percentual ponderada e a alteração percentual admitida para o valor de cada material que o compõe, sendo que o valor estabelecido pode variar de 0,5 (50%) ao valor máximo a ser definido conforme os cálculos (CERCAL, 2000).

Foi adotado valor igual a 1 para a variável  $W_k$ , por se tratar de 100% do resíduo fabricado, o qual, por representar prejuízo para a empresa, deverá ter tratamento prioritário. Em contrapartida, se o resíduo representar lucro, terá maior valor total.

### *Análise do resíduo por risco*

De acordo com Cercal (2000), esta análise considera:

- Danos à saúde humana, aos funcionários e às comunidades adjacentes;
- Reclamações da vizinhança;
- Ocorrência de penalidades em decorrência do resíduo;
- Existência de dados sobre o resíduo;
- Sua periculosidade, de acordo com a NBR 10004 (2004).

Para cada análise, é realizado um conjunto de quatro perguntas, e cada pergunta ganha um valor numérico fornecendo um valor total para a análise de um modo geral. As perguntas têm critérios variáveis e pesos diferenciados para cada questão (CERCAL, 2000).

1. Existem dados reais ou estimados referentes às quantidades de geração e composição dos resíduos?

### *Análise do resíduo de acordo com a facilidade em minimizá-lo*

Este item foi baseado em perguntas em que havia a opção de responder “sim” ou “não”, atribuindo-se diferentes pesos, e está relacionado à possibilidade de a empresa alocar recursos financeiros, técnicos e humanos direcionados a projetos que visem a minimizar resíduos, conforme Cercal (2000). Poderá ocorrer de

### *Análise global dos resíduos*

Apesar de Cercal (2000) defender que a análise hierárquica deve ser calculada de forma separada em relação aos três critérios avaliados, Timofiecsyk (2001) fez uma adaptação: uniu-os e criou a análise global dos resíduos, que representa a somatória da hierarquização de cada resíduo de acordo com a sua colocação na análise por critérios, multiplicada pelo peso dado a cada uma. Para tal análise, foram usados os pesos empregados por Timofiecsyk (2001), que atribuiu valores de 1 a 3, enfatizando a análise de risco, seguida da análise de custo e da facilidade de minimização. Nesse caso, a análise global geral tornaria mais fácil a comparação entre os métodos adotados por Cercal (2000) e Scaramal (2002).

Pesos atribuídos:

- 1: peso da análise de facilidade de minimização;

2. Existe alguma ocorrência em que o resíduo em questão tenha causado algum malefício a funcionários?
3. Alguma vez algum vizinho ou adjacente reclamou do resíduo em questão?
4. Já ocorreram penalidades à empresa aplicadas por instituições públicas em decorrência do despejo de tal resíduo?

Para a pergunta 1, Cercal (2000) adotou as respostas “sim” ou “não”; para as demais perguntas, as opções são “já ocorreu”, “em potencial” e “isento”. O resíduo prioritário será o que tiver a resposta “sim” para a primeira pergunta e/ou “já ocorreu” para as perguntas 2, 3, e 4. Quando as respostas forem “não” e “isento”, terão peso 0. Para as respostas “em potencial”, o peso é tabelado conforme Cercal (2000).

a soma das perguntas ser positiva, caso em que o resultado será multiplicado pelo custo da minimização. Se tivermos uma soma negativa das perguntas, esta será dividida pelo custo (CERCAL, 2000). Nesse caso, quanto menor o valor do cálculo, maior a facilidade da empresa em minimizar a produção de resíduos.

2: peso da análise de custo;

3: peso da análise de risco.

Para resultado final, utilizou-se a Equação 2:

$$AG = [(Rac \times Pac) + (Rar \times Par) + (Rfm \times Pfm)] / SP \quad (2)$$

Em que:

AG: análise global;

Rac: resultado da análise de custo;

Pac: peso da análise de custo;

Rar: resultado da análise de risco;

Par: peso da análise de risco;

Raf: resultado da análise de facilidade de minimização;

Paf: peso da análise de facilidade de minimização;

SP: soma dos pesos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Seguindo a metodologia proposta pelos dois métodos aplicados neste trabalho, são apresentados os resultados obtidos a partir da identificação dos resíduos gera-

dos e quantificados na empresa estudada, no período de maio de 2013 a maio de 2014.

### Identificação e quantificação dos resíduos

#### *Sucata de vidro*

A sucata de vidro, na sua maioria, é proveniente das linhas de envase, quando as garrafas e os garrafões são danificados ao caírem da esteira, bem como resulta de um processo de eliminação das garrafas identificadas com o nome da empresa, para que não sejam utilizadas por terceiros. Não há uma separação por

tipo, tamanho ou cor, e os dejetos são depositados em uma mesma caçamba, que é retirada pela empresa coletora quando se encontra em um determinado nível de preenchimento.

A quantidade total de resíduo de vidro gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 118.730 kg.

#### *Lama da estação de tratamento de efluentes*

A empresa possui uma estação de tratamento de esgoto (ETE) capaz de tratar 40.000 L de efluentes por dia. O líquido tratado é oriundo da lavagem dos tanques de armazenagem de suco de uva ou vinho, da lavagem, esterilização e higienização das garrafas e de todo o maquinário envolvido no processo de envase da linha de produção, inclusive esteiras e piso, realizado em três situações, diariamente, antes de se iniciar o processo de produção, quando há mudança de produto a ser

envasado no transcorrer do dia e ao término do trabalho. Esse líquido é coletado e passa por um processo de tratamento antes de ser destinado à rede de esgoto, gerando, assim, um lodo que é depositado em uma caçamba e, quando necessário, destinado a um aterro de classe II por uma empresa terceirizada.

a quantidade total de lodo gerada e disposta em aterro entre maio de 2013 e maio de 2014 foi de 54.220 kg.

#### *Rótulos e tampas (resíduo misto)*

Estes resíduos são originados nas linhas de produção, expedição e recebimento. São depositados em uma mesma caçamba coletora materiais inutilizados da linha de produção, como, por exemplo, tampas de garrafas, rolhas e rótulos que não passaram no controle de qualidade, e retirados na lavadora de garrafas,

além de aparas de arame e plásticos, pedaços de madeira e papel, que são destinados posteriormente a um aterro de classe II pela empresa coletora. A quantidade total dos resíduos rótulos e tampas (resíduo misto) gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 21.720 kg.

#### *Papelão e tubetes*

O resíduo de papelão gerado, na sua maioria, tem origem no almoxarifado: é proveniente de caixas que envolvem os materiais a serem utilizados no envase, na produção e na expedição do produto final, além dos tubetes de papelão nos quais vêm os rótulos utilizados nos vasilhames, além dos filmes

plásticos *stretch* utilizados no setor de expedição de produtos finalizados já prontos para serem comercializados, além de sacos de papelão que acondicionam produtos usados no setor de enologia. A quantidade total de resíduo papelão e tubetes gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 46.220 kg.

#### *Plástico filme stretch*

O filme *stretch* é um resíduo gerado em quantidade significativa e é proveniente do setor de despaletização

das garrafas. As garrafas a serem envasadas na linha de produção chegam de seu fornecedor embaladas

em *pallets*, separadas em camadas por chapas de pisos de madeira laminados e envoltas por plástico filme *stretch*, que dá ao bloco de garrafas uma firmeza para que ele seja movido de forma segura, sendo retirado manualmente pelos funcionários antes de esses blocos

### Plástico misto

Os plásticos deste item são compostos pela fita de amarração que sustenta os *pallets* de garrafas, por suportes plásticos de garrafão de 5 L, por baldes de acondicionamento da cola utilizada no setor de rotulagem das garrafas e diversos outros plásticos oriundos do

### Resíduo metálico

Esse resíduo é proveniente de materiais e peças de máquinas já sucateados, danificados, trocados ou desativados na indústria, que são armazenados em um galpão separado e posteriormente descartados. A retirada desse material é feita sempre que há a necessi-

serem colocados na esteira automática com destino à linha de produção.

A quantidade total de resíduo plástico filme *stretch* gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 29.920 kg.

almoxarifado, quando do recebimento de materiais de consumo na linha de produção e expedição.

A quantidade total desse resíduo plástico misto gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 11.630 kg.

dade de liberação de espaço físico no galpão onde eles são estocados.

A quantidade total de resíduo metálico gerada de maio de 2013 a maio de 2014 foi de 6.360 kg.

## Hierarquização dos resíduos com a aplicação do método adotado por Scaramal (2002)

Com os resíduos devidamente identificados e quantificados, primeiramente foi aplicado o método de hierarquização adotado por Scaramal (2002). A disposição dos resíduos atende às legislações vigentes; em relação à sucata de vidro e rótulos e tampas, tais resíduos receberam peso diferenciado, o que possibilitou uma seleção antes da disposição final. Em relação ao lodo da ETE, aos rótulos e às tampas, receberam valor 3 por serem passíveis de melhoria de tratamento em relação à eficiência e à seleção, visto que podem ser instalados recipientes para coleta desses materiais em algumas seções, tentando diminuir a quantidade dos resíduos rótulos e tampas, os quais geram despesas para a empresa fazer a sua disposição de forma correta.

Os valores gastos para a destinação e tratamento dos resíduos lodo da ETE, rótulos e tampas foram maiores pelo fato de o preço a ser pago ser proporcional à quantidade gerada; assim sendo, como o lodo da ETE foi gerado em maior quantidade, recebeu um peso maior.

Em relação aos riscos à segurança que os resíduos podem trazer aos funcionários, por serem todos os resíduos pertencentes à classe II-A, receberam o mesmo valor; somente o lodo da ETE recebeu peso 3 na classificação por não haver manipulação direta, diferente-

mente do restante, que recebeu peso 9 por ter manipulação de funcionários.

Todos os resíduos receberam peso 3, de acordo com a classificação da ABNT 1004 (ABNT, 2004). No item “facilidade de minimização”, todos os resíduos receberam peso 3 por se estimar que com poucos investimentos seria possível diminuir a quantidade gerada e, conseqüentemente, o retorno com os gastos viria em curto prazo.

O potencial de recuperação de subprodutos com valor agregado deu mais valor aos resíduos papelão, tubetes e plástico filme *stretch*, por serem resíduos gerados em maior quantidade e por possuírem maior valor residual, conseqüentemente gerariam maior lucro à empresa e esse dinheiro poderia ser revertido para implantação de novos projetos com o objetivo de minimizar os resíduos. Os menores valores foram atribuídos para o lodo da ETE e para o resíduo rótulos e tampas por não gerarem lucro, e sim despesas para a indústria. Tal item, pelo alto peso recebido como fator de multiplicação e por dar mais valor aos resíduos gerados em maior quantidade, inverteu a ordem de prioridade que vinha se estabelecendo de acordo com a análise dos itens anteriores e passou a ser um fator essencial para o resultado final do N.P.



Após análise e multiplicação de cada resíduo pelo seu respectivo peso, foi aplicada a equação do N.P., item que define a hierarquização dos resíduos prioritários a

serem tratados na empresa estudada, segundo a aplicação do método empregado por Scaramal (2002); os resultados são apresentados na Tabela 1.

### Hierarquização dos resíduos com a aplicação do método adotado por Cercal (2000)

Após devida identificação e quantificação dos resíduos, aplicou-se o método de hierarquização de-

envolvido por Cercal (2000) aos resíduos gerados na empresa.

#### Análise dos resíduos por valor

Para sintetizar as informações obtidas, estabelecer as classes de destinação e os parâmetros matemáticos dos resíduos, foi estipulado o destino dado a cada um, caracterizando-os e enquadrando-os na classe de disposição dos resíduos; esses dejetos foram analisados em relação a: valor unitário, alteração percentual admissível para o valor unitário do resíduo, custo unitário de beneficiamento do resíduo, custo unitário de transporte do resíduo, custo unitário de tratamento e disposição do resíduo, custo unitário de geração e per-

manência do resíduo, retorno obtido conforme a disposição do resíduo e índice de priorização hierárquica de minimização de resíduos (IPHMR); os resultados são apresentados na Tabela 2.

A Tabela 3 mostra os valores médios em relação aos valores de custo ou retorno para cada resíduo, em que os valores positivos se referem aos resíduos que geram lucro, e os negativos, aos que geram despesa para a empresa. Assim sendo, os resíduos lodo da ETE, rótulos e tampas,

**Tabela 1 – Resultados obtidos por ordem de prioridade com a aplicação do método de Scaramal (2002).**

Resíduo avaliado	Número de prioridade decrescente
Papelão e tubetes	51
Filme <i>stretch</i>	51
Lodo da ETE	39
Sucata de vidro	39
Plástico misto	35
Rótulos e tampas	33
Resíduo metálico	31

ETE: estação de tratamento de esgoto.

**Tabela 2 – Análise dos resíduos por valor com a aplicação do método de Cercal (2000).**

Resíduo avaliado	IPHMR
Papelão e tubetes	++0,2
Filme <i>stretch</i>	++0,2
Lodo da ETE	-0,6
Sucata de vidro	+0,2
Plástico misto	+0,2
Rótulos e tampas	-0,6
Resíduo metálico	+0,2

IPHMR: índice de priorização hierárquica de minimização de resíduos; ETE: estação de tratamento de esgoto.

por gerarem custo para sua disposição, receberam valores negativos; os demais receberam valores positivos.

Para todos os resíduos, os custos de geração, permanência e beneficiamento receberam o valor 0 por não serem beneficiados na própria empresa, por não haver gastos com a estocagem e por não se ter uma estimativa do custo de cada resíduo em relação ao produto que o origina.

Após calculados o IPHMR, o valor unitário não corrigido, o fator de correção do resíduo, o valor unitário do resíduo

corrigido, juntamente com os dados da quantidade de cada resíduo gerado e o valor do resíduo corrigido, chegou-se ao valor de cada resíduo em relação ao seu custo de produção e destinação, ficando o lodo da ETE como sendo o resíduo mais prioritário, seguido pelo resíduo rótulos e tampas, que sofreu influência principalmente por serem resíduos que geram custos para sua disposição e pela quantidade gerada de cada um. Os resíduos que geram lucro para a empresa foram menos prioritários quando aplicada a equação global de valor, sendo diferenciados pelo valor pago a cada um e pelo volume gerado, conforme apresentado na Tabela 4.

**Tabela 3 – Variáveis para cálculo do valor unitário do resíduo não corrigido.**

Resíduo	Valor unitário do resíduo (\$ <sup>+</sup> )	Custo de beneficiamento (\$ <sup>-</sup> <sub>B</sub> )	Custo de transporte (\$ <sup>-</sup> <sub>T</sub> )	Custo de tratamento e disposição (\$ <sup>-</sup> <sub>TD</sub> )	Custo de geração e permanência (\$ <sup>-</sup> <sub>GP</sub> )	Retorno obtido (\$ <sup>+</sup> <sub>R</sub> )	\$'
Sucata de vidro	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,08	R\$ 0,08
Lodo da ETE	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,37	R\$ 0,00	R\$ 0,00	-R\$ 0,37
Rótulos e tampas (misto)	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,37	R\$ 0,00	R\$ 0,00	-R\$ 0,37
Papelão tubetes	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,28	R\$ 0,28
Plástico filme <i>stretch</i>	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,70	R\$ 0,70
Plástico misto	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,05	R\$ 0,05
Resíduos metálicos	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,08	R\$ 0,08

ETE: estação de tratamento de esgoto.

**Tabela 4 – Resultado da análise global por valor.**

Resíduo	IPHMR	Valor unitário não corrigido	Fator de correção do resíduo	Valor unitário do resíduo corrigido	Quantidade do resíduo (kg)	Valor total do resíduo corrigido	Ordem de prioridade por valor
Sucata de vidro	+0,2	R\$ 0,08	1,09	R\$ 0,09	118.730	R\$ 10.353,26	5
Lodo da ETE	-0,6	-R\$ 0,37	1,76	-R\$ 0,65	54.220	-R\$ 35.308,06	1
Rótulos e tampas (misto)	-0,6	-R\$ 0,37	1,76	-R\$ 0,65	21.720	-R\$ 14.144,06	2
Papelão tubetes	+0,2	R\$ 0,28	1,09	R\$ 0,31	46.220	R\$ 14.106,34	6
Plástico filme <i>stretch</i>	+0,2	R\$ 0,70	1,09	R\$ 0,76	29.920	R\$ 22.828,96	7
Plástico misto	+0,2	R\$ 0,05	1,09	R\$ 0,05	11.630	R\$ 633,84	4
Resíduos metálicos	+0,2	R\$ 0,08	1,09	R\$ 0,09	6.360	R\$ 554,59	3

IPHMR: índice de priorização hierárquica de minimização de resíduos; ETE: estação de tratamento de esgoto.

### Análise dos resíduos por risco

A Tabela 5 resume as variáveis analisadas para se determinar a prioridade dos resíduos em relação ao risco em potencial que eles podem representar no processo de produção da indústria em estudo. Para todos os resíduos existiam dados de quantificação e identificação, portanto eles receberam a mesma resposta. O resíduo sucata de vidro foi determinado como sendo potencial causador de danos à saúde, visto que os trabalhadores que o manipulam são passíveis de corte. Nenhum dos resíduos foi alvo de reclamação ou denúncia por parte dos vizinhos. A lama de ETE já fez com que a empresa recebesse uma autuação por estar temporariamente

### Análise dos resíduos por facilidade de minimização

Para esta análise, foram considerados: viabilidade técnica e recursos financeiros e humanos para se minimizar os resíduos. De acordo com as perguntas estipuladas por Cercal (2000), as respostas aceitas foram “sim” e “não”, e para cada resposta foi determinado um peso específico; sendo a resposta positiva, esse peso, de acordo com o modelo proposto, deverá ser multiplicado pelo valor do custo de minimização. Foi estipulado peso “3” para o custo muito elevado, “2” para custo alto, “1” para custo baixo e “0” para custo muito baixo.

Assim sendo, resíduos que aparentemente são favoráveis para sofrer minimização receberam peso nega-

### Análise global dos resíduos

Após feita a análise dos resíduos por valor, por risco e por facilidade de minimização, para uma melhor com-

em desacordo aos níveis toleráveis de demanda bioquímica de oxigênio após o tratamento final, o que foi prontamente corrigido com a adequação do processo. Todos os resíduos foram enquadrados como pertencentes à classe II-A, não inertes.

A par de todos esses dados, após feita a análise global em relação ao risco, chegou-se à conclusão de serem mais prioritários os resíduos sucata de vidro, dado o seu potencial causador de danos à saúde de funcionários, e lama de ETE, por já ter sido fonte de penalização à empresa. Os demais resíduos tiveram como fator de desempate para sua colocação a quantidade gerada.

tivo, enquanto os mais difíceis de se minimizar foram valorizados como positivos. A ordem obtida foi: plástico misto, sucata de vidro, resíduos metálicos, rótulos e tampas, plástico filme, papelão tubetes e lodo da ETE.

Os resíduos plástico misto, sucata de vidro, resíduo metálico e rótulos e tampas obtiveram mais respostas “sim” e, por possuírem um custo para minimização baixo, tiveram um custo para minimização menor. Já plástico filme, *stretch*, papelão, tubetes e lodo da ETE tiveram um custo mais elevado para serem minimizados.

paração com o método utilizado por Scaramal (2002), foi dado um peso para cada item e os resultados foram

**Tabela 5 – Resultados da análise por risco com aplicação do método de Cercal (2000).**

Resíduo	Existem dados?	Danos à saúde?	Reclamações?	Penalizações?	Periculosidade	$\Sigma Q_{jk}$	R	Ordem
Sucata de vidro	Sim	Em potencial	Isento	Isento	2	4	2,0	2
Lodo da ETE	Sim	Isento	Isento	Já ocorreu	2	1	0,5	1
Rótulos e tampas (misto)	Sim	Isento	Isento	Isento	2	0	0,0	5
Papelão tubetes	Sim	Isento	Isento	Isento	2	0	0,0	3
Plástico filme <i>Stretch</i>	Sim	Isento	Isento	Isento	2	0	0,0	4
Plástico misto	Sim	Isento	Isento	Isento	2	0	0,0	6
Resíduos Metálicos	Sim	Isento	Isento	Isento	2	0	0,0	7

ETE: estação de tratamento de esgoto.

multiplicados pela ordem de prioridade dos mesmos para cada análise, chegando a um total global do método, conforme apresentado na Tabela 6; concluiu-se que

lama de ETE consiste em resíduo prioritário, seguida por sucata de vidro, rótulos, tampas, papelão, tubetes, plástico misto e, finalmente, resíduo metálico.

## CONCLUSÕES

Depois de aplicados os métodos de Scaramal (2002) e Cercal (2000), verificou-se que tais instrumentos de análise demonstram ser de grande valia quando implantados em uma indústria de processamento de uva, por analisarem os resíduos valorando-os sob aspectos semelhantes, mas de formas diferenciadas, ou seja, risco, valor, quantidade gerada, classificação da ABNT, custos de tratamento e legislações.

Algumas adaptações podem ser feitas em ambos os métodos, para serem aplicados em uma indústria de

processamento de uvas. Quando da aplicação do método usado por Scaramal (2002), este demonstrou ser mais simples, de fácil entendimento e utilização, podendo ser realizado de forma rápida a partir de uma coleta de dados que fosse representativa. Ao item em que se analisa o cumprimento das legislações vigentes, deveria ser dado um peso diferenciado devido a sua grande importância, visto que, além de estar o resíduo em conformidade com as leis, quando for dada a sua destinação correta, ao infringir tal item, estaria a empresa passível a pesadas multas ambientais, tendo de

Tabela 6 – Comparação global final dos resíduos obtido pelo método de Cercal (2000).

Resíduo	Facilidade de minimização		Peso 1		Resultado 1	Análise por custo		Peso 2		Resultado 2	Análise por risco		Peso 3		Resultado 3	Soma dos resultados	Ordem de priorização
Sucata de vidro	2	x	1	=	2	5	x	2	=	10	2	x	3	=	6	18	2
Lodo da ETE	7	x	1	=	7	1	x	2	=	2	1	x	3	=	3	12	1
Rótulos e Tampas (misto)	4	x	1	=	4	2	x	2	=	4	5	x	3	=	15	23	3
Papelão tubetes	6	x	1	=	6	6	x	2	=	12	3	x	3	=	9	27	4
Plástico filme <i>Stretch</i>	5	x	1	=	5	7	x	2	=	14	4	x	3	=	12	31	7
Plástico misto	1	x	1	=	1	4	x	2	=	8	6	x	3	=	18	27	5
Resíduos metálicos	3	x	1	=	3	3	x	2	=	6	7	x	3	=	21	30	6

ETE: estação de tratamento de esgoto.

adequar novos processos para sua correção; e, por serem penalizáveis, esses resíduos, com certeza, devem ser causadores de impactos ambientais significativos ou danos à saúde dos funcionários de uma empresa.

Quando se aplicou o método usado por Scaramal (2002) em um estabelecimento de processamento de uvas, no seu item potencial de recuperação de subprodutos com valor agregado, ao utilizar o peso 3 como fator de multiplicação, provocou-se uma mudança na ordem de priorização final, que passou a preferir resíduos que davam um maior retorno financeiro, fazendo crer que quanto maior a geração de resíduos, maior será o retorno financeiro e melhor será para a indústria.

Quando Cercal (2000) afirma que os resíduos devem ser analisados separadamente, é no sentido que a direção da empresa poderia analisar os resultados e tentar fazer uma intervenção de acordo com o parâmetro selecionado previamente como prioritário. No momento em que as empresas diminuem os gastos com a desti-

nação dos resíduos ou tentam diminuir o volume deste, ela teria na hierarquização uma ferramenta para priorizar suas metas e diminuir suas despesas. Quando a prioridade são os riscos que os resíduos podem trazer tanto à saúde dos funcionários como aos moradores adjacentes e por estarem as empresas sujeitos a penalidades, verifica-se um só parâmetro: a análise de risco. Assim sendo, o prioritário para a empresa seria buscar formas de facilitar o processo de minimização, pelos diferentes processos e variáveis que poderiam ser adotados como parâmetro para a tomada de decisão.

Em contrapartida, a aplicabilidade do método é um pouco mais complexa por envolver cálculos matemáticos, necessitando de um conhecimento mais profundo por parte do aplicador, seja ele uma pessoa externa à empresa ou um funcionário. Quando aplicados na sua forma original, sem as modificações propostas, apesar de sua complexidade matemática, os resultados obtidos com a aplicação do método desenvolvido por Cercal (2000) se mostraram mais eficientes para uso em uma indústria de beneficiamento de uvas.

## REFERÊNCIAS

- SECRETARIA DA INDÚSTRIA COMÉRCIO E MINERAÇÃO (SICM/Bahia). 2010 Disponível em: <http://www.sde.ba.gov.br/Pagina.aspx?pagina=bebidas>>. Acesso em: ago. 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004 – Classificação de Resíduos Industriais*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- BRASIL. *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010. 23 p.
- CAMPOS, L. M. de S.; LERIPIO, A. de A. *Auditoria ambiental: uma ferramenta de gestão*. São Paulo: Atlas, 2009.
- CERCAL, S. R. *Proposição de modelo matemático de seleção de prioridades de minimização de resíduos industriais*. 78f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.
- GRUBHOFER, F. O. N. F. *Minimização de resíduos em uma indústria fábrica de cartões plásticos*. 146f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- HOLT, C. P.; PHILLIPS, P. S.; BATES, M. P. Analysis of the role of waste minimisation clubs in reducing industrial water demand in the UK. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 30, n. 4, p. 315-331, 2000.
- HOTI, S.; MCALEER, M.; PAUWELS, L. L. Modelling environmental risk. *Environmental Modelling & Software*, v. 20, n. 10, p. 1289-1298, 2005.
- LEITE, B. Z.; PAWLOWSKY, U. Alternativas de minimização de resíduos de uma indústria de alimentos da Região Metropolitana de Curitiba. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 96-105, 2005.



MATOS, S. V.; SCHALCH, V. Alternativas de minimização de resíduos da indústria de fundição. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Relação de Trabalhos...* Porto Alegre: ABES, 2000. P. 1742-1753.

NISGOSKI, V. *Uso do método de análise hierárquica para priorização de atividades de minimização de impactos ambientais em condomínios residenciais horizontais*. 142f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão Ambiental) – Centro de Estudos Superiores Positivo, Curitiba, 2007.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). *Consumo Sustentável/Consumers International*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente: IDEC/CI, 1998.

SATTY, T. L. *Decision making with dependence and feedback: the analytic network and process*. Pittsburgh: RWS Publications, 1980.

\_\_\_\_\_. *Método de Análise Hierárquica*. Rio de Janeiro: Makron Books Mc Graw-Hill, 1991.

SCARAMAL, E. T. M. *Minimização de resíduos em uma indústria cervejeira do sul do Paraná*. 176f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Setor de Tecnologia Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

SECRETARIA DA INDÚSTRIA COMÉRCIO E MINERAÇÃO (SICM). 2010. Disponível em: <<http://www.sicm.ba.gov.br>>. Acesso em: ago. 2013.

SILVA, R. M.; MISCHÉL, C. N. *Considerações sobre métodos de decisão multicritério*. São José dos Campos: Instituto Tecnológico de Aeronáutica, 2005. p. 1-6.

TIMOFIECSYK, F. R. *Minimização de resíduos numa indústria de alimentos da Região de Metropolitana de Curitiba - PR*. 161f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Alimentos) – Setor de Tecnologia Química, Universidade Federal do Paraná, 2001.

UNIÃO BRASILEIRA DE VINIVITICULTURA (UVIBRA). Dados estatísticos da União Brasileira de Vinicultura. Disponível em: <<http://www.uvibra.com.br/dados-estatisticos.htm>>. Acesso em: out. 2013.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM (UNEP). Report of the Governing Council, Sixth special session (29-31 May 2000). Disponível em: <<http://www.un.org/documents/ga/docs/55/a5525.pdf>>. Acesso em: abr. 2014.

VILAS BOAS, C. L. *Método multicritérios de análises de decisão (MMAD) para as decisões relacionadas ao uso do múltiplo de reservatórios*. Brasília: UnB, 2003. Disponível em: <<http://www.ceemaunb.com/dissertacoes2015/079.pdf>>. Acesso em:

VITERBO JÚNIOR, Ê. *Sistema integrado de gestão ambiental*. São Paulo: Aquariana, 1998. 224p.

# ÍNDICES DE PRECIPITAÇÃO EXTREMA PARA OS PERÍODOS ATUAL (1961-1990) E FUTURO (2011-2100) NA BACIA DO RIO TAQUARI-ANTAS, RS

EXTREME PRECIPITATION RATES FOR PRESENT (1961-1990) AND FUTURE PERIODS (2011-2100) IN THE TAQUARI-ANTAS RIVER BASIN, RS

## *Carina Krüger Bork*

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos do Centro de Desenvolvimento Tecnológico da Universidade Federal de Pelotas (UFPel).

## *Andréa Souza Castro*

Professora adjunta no Centro de Engenharias da UFPel.

## *Diuliana Leandro*

Professora adjunta no Centro de Engenharias da UFPel.

## *Luciara Bilhalva Corrêa*

Professora adjunta no Centro de Engenharias da UFPel.

## *Tirzah Moreira Siqueira*

Professora adjunta no Centro de Engenharias da UFPel.

### **Endereço para correspondência:**

Tirzah Moreira Siqueira – Rua Benjamin Constant, 989, Centro – 96010-020 – Pelotas (RS), Brasil – E-mail: tirzahmelo@hotmail.com

**Recebido:** 08/02/2017

**Aceito:** 25/08/2017

## **RESUMO**

A região da Bacia do Rio Taquari-Antas eventualmente sofre com extremos climáticos como estiagens e precipitações extremas. Este trabalho objetivou comparar índices de precipitação extrema entre o período atual (1961-1990) e os futuros (2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100) por meio de projeções de precipitação anual para três pontos na bacia, obtidas de modelos de circulação global (MCGs) e regional (MCR), referentes ao cenário climático A1B do Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Para cada ponto foram consideradas dez projeções climáticas diferentes geradas pelos modelos. Tendências mais expressivas nos índices analisados foram identificadas nos MCRs. Segundo os índices obtidos, a região poderá ser afetada com o aumento de eventos extremos de precipitação, principalmente pelo acréscimo de precipitação total anual, que pode ser verificado pelo aumento de dias no índice R30mm e pela maior concentração nos índices R95p e R99p. Tais alterações podem influenciar os setores econômico, ambiental e social da região.

**Palavras-chave:** projeções de precipitação; eventos extremos; modelos climáticos.

## **ABSTRACT**

The Taquari-Antas River basin region eventually suffers from climatic extremes such as droughts and intense precipitation. This study aimed to compare extreme precipitation rates between the current period (1961-1990) and future ones (2011-2040, 2041-2070 and 2071-2100) using annual precipitation projections for three points located in this basin, obtained from Global (MCG) and Regional Circulation Models (MCR), referring to the A1B climatic scenario of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. For each point, ten different climatic projections generated by these models were considered. More expressive trends in the analyzed rates were detected for MCRs. Based on the rates obtained in this study, the region may be affected by the increase in extreme events of precipitation, mainly by the increasing of annual total precipitation, which can be verified by the higher number of days of R30mm index and higher cumulative precipitation in the R95p and R99p indices. Such changes may influence the economic, environmental and social sectors of the region.

**Keywords:** precipitation projections; extreme events; climate models.

## INTRODUÇÃO

Os principais fatores responsáveis pela mudança climática e que contribuem para o efeito estufa, entre outras atividades antrópicas, são o desmatamento, a alteração do uso do solo e o aumento da concentração de gases do efeito estufa, derivados do consumo de combustíveis fósseis (IPCC, 2014). Tais fatores contribuem para o surgimento de eventos extremos. Shim *et al.* (2017) ressaltam que o conhecimento desses eventos para o clima futuro são necessários para o desenvolvimento de planos de adaptação e mitigação de impactos.

Atualmente, o nível de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) na atmosfera é de 430 ppm, conforme Stern (2014), com projeções de alcançar 700 ppm em diferentes cenários futuros de mudanças climáticas (JALOTA *et al.*, 2013). De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), a temperatura da superfície da Terra poderá aumentar de 1,1 para 6,4°C durante o século XXI (IPCC, 2014). Além disso, acredita-se que poderá haver consequências adversas sobre o sistema hidrológico, tais como eventos extremos de secas e/ou enchentes, podendo resultar em significativas alterações nos regimes de vazão dos rios (PATTNAYAK *et al.*, 2017).

No Brasil, alterações sobre o clima também estão sendo sentidas com relação às mudanças nos regimes de precipitação. No ano de 2012, a Região Norte sofreu uma das piores cheias registradas nos últimos 15 anos (CAMPOS *et al.*, 2013), enquanto o Sudeste enfrentou com dificuldade uma crise hídrica em 2015. Murumkar e Arya (2014) destacam que a precipitação é um dos principais indicadores nos estudos de impacto de mudanças climáticas, salientando sua importância para a gestão dos recursos hídricos.

Eventos extremos do clima, como falta ou excesso de precipitação, também podem causar prejuízos econômicos de larga escala. Nesse contexto, o Brasil é responsável por 27% da produção global de soja, sendo que o Estado do Rio Grande do Sul é o terceiro maior produtor dessa cultura no país (MELO *et al.*, 2015).

Apesar da importância do Rio Grande do Sul, principalmente no setor agrícola, para a economia brasileira, existem poucos estudos em nível regional sobre as consequências de eventos como precipitações extremas. Tal fato pode acarretar significativas perdas na produção agrícola, influenciando também os demais setores da economia. Além disso, populações de cidades

localizadas no entorno de rios sofrem danos materiais causados pelas enchentes.

Eventos climáticos extremos são acontecimentos raros que ocorrem em determinado local e época do ano. Quando isolados, não devem ser atribuídos diretamente à mudança climática antropogênica, pois podem ter ocorrido naturalmente. Quando esse padrão meteorológico persiste por algum tempo, como, por exemplo, ao longo de uma estação do ano, pode então ser classificado como evento climático extremo (secas ou chuvas intensas durante a estação) (IPCC, 2007).

Eles também podem ser analisados como anomalias da climatologia, em escalas de tempo que podem variar de dias a milênios. Contudo, é difícil atribuí-los ao tempo e ao clima, pois há diferentes considerações espaciais e temporais. Recentemente, eventos extremos de curta duração passaram a ser considerados os mais importantes pelos climatologistas, pois alguns modelos climáticos e estudos de projeções do clima para o futuro apontam maiores frequências e intensidades de chuvas, ondas de calor e frio, períodos secos, temporais e furacões quando considerados em cenários de aquecimento global (MARENGO *et al.*, 2007).

A importância dos estudos sobre eventos climáticos extremos cresceu nos últimos anos e, com ela, a necessidade de dados de boa qualidade (ANGÉLIL *et al.*, 2017). Nesse sentido, os modelos climáticos estão sendo constantemente melhorados para fornecer dados e informações sobre o clima necessários a tais pesquisas. Nessa perspectiva, o IPCC publica regularmente Relatórios de Avaliação (ARs), aumentando o seu nível de confiança sobre os resultados neles apresentados. Até o momento, foram publicados cinco relatórios: AR1 (1990), AR2 (1995), AR3 (2001), AR4, em 2007, e, o mais recente, AR5, em 2014, com o propósito de contribuir para o planejamento e a tomada de decisões pelos governantes.

De acordo com o IPCC (2014), uma das principais melhorias da nova geração de modelos, em relação ao último relatório, refere-se à inclusão da física do oceano melhorada e de um acoplamento fisicamente consistente entre a atmosfera e o oceano, tornando desnecessárias as correções de fluxo conhecidas como processos *ad hoc*. O modelo global HADCM3, aplicado neste trabalho — individualmente ou para derivar

os dados do modelo regional ETA —, já não utiliza tal processo de correção (GORDON *et al.*, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Atualmente, os estudos sobre eventos extremos vêm consolidando o uso de índices estatísticos de temperatura e precipitação para detectar alterações nos padrões climáticos dessas variáveis (ARAÚJO & BRITO, 2011; DEREZYNSKI *et al.*, 2013; DONAT *et al.*, 2013; KIKTEV *et al.*, 2003; SANTOS *et al.*, 2009; 2013; VALVERDE & MARENGO, 2014; VINCENT *et al.*, 2005). A principal função desses índices é avaliar as mudanças na intensidade, frequência e duração dos eventos de precipitação e temperatura (PANDA *et al.*, 2014; DWYER & GORMAN, 2017). Os índices climáticos são calculados a partir de dados observados ou projeções de variáveis meteorológicas individuais, tais como precipitação e temperaturas máxima e mínima. O uso desses índices tem por objetivo sintetizar informações sobre as mudanças climáticas (ZWIERS *et al.*, 2013). Contudo, o mais importante é contabilizar os eventos extremos de curto e/ou longo prazo devido a seu potencial para causar impactos significativos (MARENGO *et al.*, 2009).

Um exemplo da aplicação desses índices pode ser encontrado no trabalho de Donat *et al.* (2013), que utilizaram 17 índices de temperatura e 12 de precipitação, com base em temperaturas diárias máximas e mínimas, além de observações de precipitação. Os dados foram obtidos por meio de 7 mil estações meteorológicas de temperatura e 11 mil de precipitação ao redor do mundo, para o período de 1901 a 2010. Os resultados mostraram mudanças significativas para os índices derivados da temperatura mínima diária ao longo dos 110 anos de registro, mas com tendências mais fortes para as últimas décadas. Observou-se aquecimento em todas as estações, sendo mais relevante nos meses mais frios. Os índices de precipitação também mostraram tendências importantes, porém com mudanças espacialmente mais heterogêneas em comparação às mudanças de temperatura. No entanto, os resultados indicaram mais áreas com tendências significativas de aumento na quantidade, intensidade e frequência de precipitação extrema do que áreas com tendências decrescentes.

Dias frios, noites frias e geadas têm se tornado menos frequentes, enquanto a ocorrência de dias quentes, noites quentes e ondas de calor têm aumentado na América do Sul (MARENGO *et al.*, 2009; VINCENT

*et al.*, 2005). O mesmo foi observado por Panda *et al.* (2014) na Índia. Tais ocorrências podem indicar o início de um período de alterações climáticas em longo prazo, configurando uma mudança no clima.

Zilli *et al.* (2017), em análise na costa sudeste do Brasil entre 1938 e 2012, identificaram uma tendência positiva na intensidade da precipitação diária extrema e negativa no número de dias de chuva leve (menos de 5 mm/dia), principalmente em grandes áreas urbanas da cidade de São Paulo. Pedron *et al.* (2017) estudaram a série histórica de precipitação diária de Curitiba (PR), de 1889 a 2013, e notaram tendência no aumento de épocas de chuvas intensas, com quantidades maiores que 10, 20 e 40 mm sendo observadas com mais frequência, e redução do número de dias chuvosos com pluviosidade abaixo de 10 mm.

Dereczynski *et al.* (2013), em estudo feito para duas estações na cidade do Rio de Janeiro, utilizaram as projeções do modelo climático MCG-HadCM3 acoplado com o MCR-Eta 40, considerando o cenário A1B, para obter índices de eventos extremos no período futuro (2011-2100), comparando-os com dados observados entre 1961 e 1990. Os autores verificaram que cerca de 40 a 70% dos dias do ano ficaram mais quentes, semelhante ao observado para as noites quentes (55 a 85% mais frequentes), e destacaram o aumento da ocorrência de chuvas intensas por ano.

Santos *et al.* (2009) analisaram 18 postos no Estado do Ceará, obtendo valores significativos de aumento para os índices de dias consecutivos secos e os úmidos e mudanças positivas para a precipitação total, o que corrobora com os achados de Marengo *et al.* (2007), que também encontraram aumento de pluviosidade para o Nordeste brasileiro. Melo *et al.* (2015) investigaram sete localizações no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, para o cenário climático A1B. Os autores verificaram um aumento expressivo de precipitação para quatro localizações e, mais ao sul, redução em curto prazo, revelando que as mudanças podem atingir de forma desigual uma mesma região.

É possível perceber que a maioria desses estudos apresentados em algumas localizações brasileiras revela uma tendência de aumento de eventos extremos ao longo deste século, quando comparado ao clima do século passado. Tal constatação permite projetar severos problemas de estiagem ou chuva



intensa no futuro. Dentro dessa problemática ambiental, o objetivo foi comparar diversos índices de precipitação extrema obtidos para o clima no período atual (1961-1990) com os obtidos para o período futuro (2011-2100). Para tanto, foram utilizadas projeções de precipitação geradas por diferentes modelos climáticos para três pontos da bacia do rio Taquari-Antas, com base no cenário climático A1B

do AR4. Essa bacia foi escolhida por enfrentar extremos de estiagem e chuva intensa em um mesmo ano. Adicionalmente, esta pesquisa buscou verificar as tendências crescente ou decrescente nas séries anuais desses índices por meio do teste de hipóteses de Mann-Kendall, bem como determinar se diferentes eventos extremos podem ocorrer com maior relevância ao longo do século XXI.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização da área

A bacia do rio Taquari-Antas (Figura 1) se localiza no nordeste do Estado do Rio Grande do Sul e compreende as províncias geomorfológicas do Planalto Meridional e da Depressão Central, totalizando uma área de aproximadamente 26.406 km<sup>2</sup> (SEMA, 2012).

As nascentes do rio Taquari-Antas localizam-se no extremo leste da bacia, com a denominação de rio das Antas até a confluência com o rio Guaporé, quando passa a se chamar rio Taquari, desembocando no rio Jacuí. Possui extensão de 530 km desde as nascentes

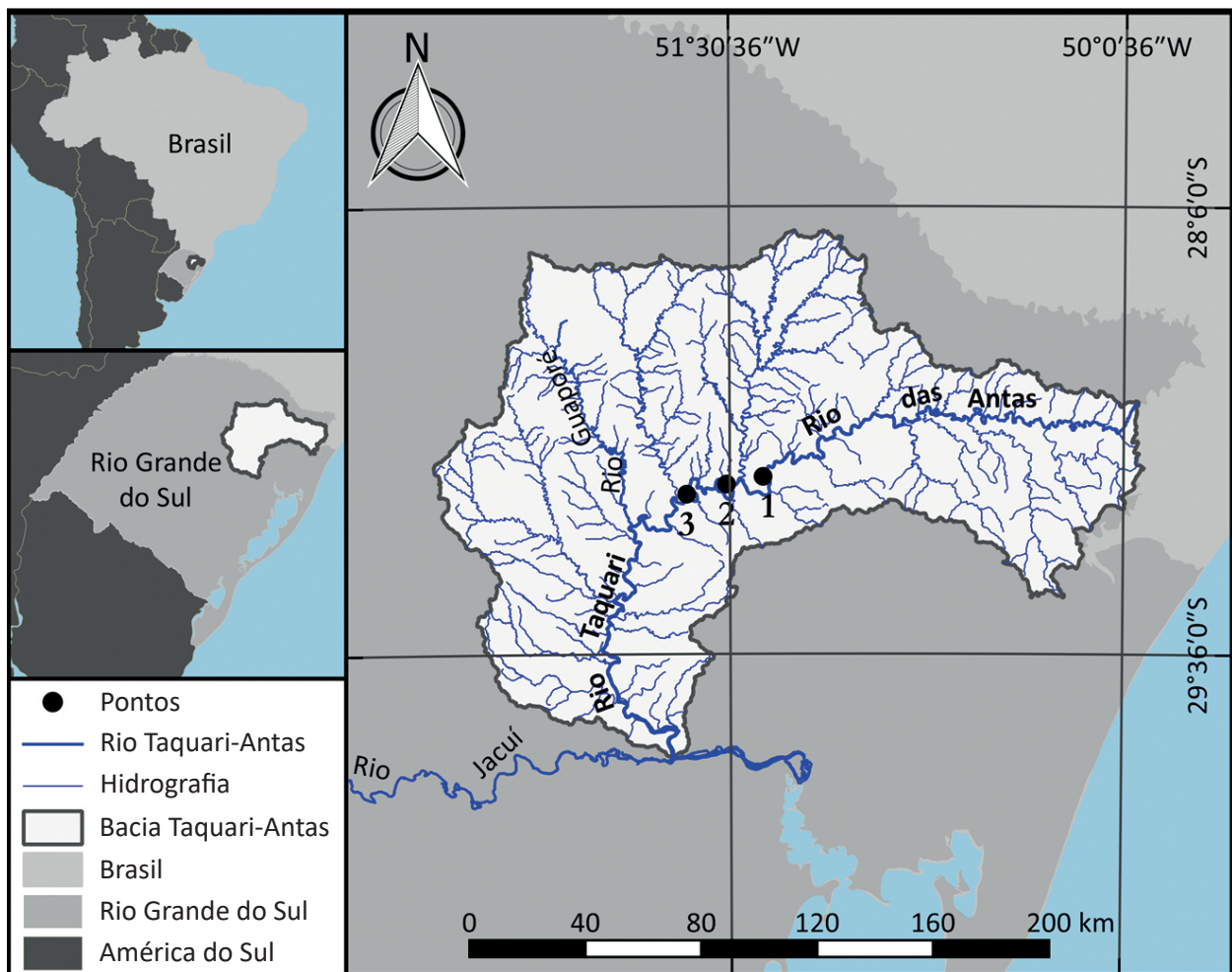


Figura 1 – Mapa da bacia do rio Taquari-Antas.



até a foz, sendo que em 390 km denomina-se rio das Antas e em 140 km, rio Taquari (LARENTIS *et al.*, 2008).

Larentis (2004), em estudo sobre a bacia do rio Taquari-Antas, observa que os regimes de precipitação ao longo do ano são bem distribuídos, com gradiente decrescente dos valores médios anuais no sentido da montante para a jusante, apresentando média acumulada anual em torno de 1.700 mm.

O tipo climático predominante é o subtropical úmido, com duas variedades principais, segundo a classificação de Köppen: Cfa, que se refere ao clima temperado, com verão mais ameno, não atingindo 22°C de temperatura no mês mais quente em regiões com altitudes inferiores a 600 m; e Cfb, definindo clima subtropical, com verão mais quente, alcançando temperaturas

maiores que 22°C em altitudes superiores a 600 m (ALVARES *et al.*, 2013).

A bacia possui características físicas e antrópicas diferenciadas, tais como: áreas com alto índice de industrialização; áreas com predomínio de produção primária; e zonas intensamente urbanizadas e com riscos de inundação. Os municípios integrantes dessa bacia concentram 20% do Produto Interno Bruto (PIB) estadual, caracterizando-se pela base econômica voltada a um setor industrial em crescimento. Quanto ao uso agrícola, a área ocupada é maior que um milhão de hectares, com predomínio das culturas de milho, soja e arroz nas partes mais planas, ao sul da bacia. Alguns dos problemas enfrentados na região, como o aumento dos riscos de erosão, levando ao assoreamento dos corpos hídricos, se devem às limitações do relevo e da drenagem (FEPAM, 2015).

## Dados meteorológicos e modelos climáticos

As séries temporais de precipitação foram obtidas a partir de modelos climáticos globais e regionais para um cenário futuro A1B utilizados no Projeto de P&D Estratégico da Chamada 010/2008 da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), intitulado “Efeitos de mudanças climáticas no regime hidrológico de bacias hidrográficas e na energia assegurada de aproveitamentos hidrelétricos”, e disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), instituição participante do projeto, dentre outras unidades de ensino, como o Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS).

Na Figura 1 estão indicadas as localizações na bacia para as quais estavam disponíveis séries temporais diárias de precipitação geradas para os períodos de 2011-2100 e 1961-1990, este aqui denominado período atual. Na Tabela 1 são apresentadas as localizações desses pontos.

Os dados climáticos associados a cada ponto na Tabela 1 são referentes ao ponto da grade do modelo climático mais próximo ao centroide da sub-bacia que drena para cada um dos três pontos no rio. Os pontos foram definidos como exutórios de sub-bacias que correspondem às localizações das usinas hidrelétricas existentes na bacia do rio Taquari-Antas. Isso porque esses mesmos dados foram utilizados em outras pesquisas com modelagem e simulação hidrológica do mesmo projeto mencionado, conforme técnicas e metodologias apresentadas por Collischonn *et al.* (2014).

Os modelos de circulação global (MCGs), que originaram os dados meteorológicos utilizados neste trabalho, foram selecionados de acordo com a metodologia proposta por Cavalcanti (2011), a qual leva em consideração a capacidade do modelo em simular corretamente os padrões de chuva observados na América do Sul, adotando os seguintes critérios:

Tabela 1 – Informações geográficas dos pontos de estudo.

Ponto	Longitude (°)	Latitude (°)	Altitude (m)
1	-51.3831	-29.0054	221
2	-51.5223	-29.0307	175
3	-51.6746	-29.0640	102

- aderência da simulação 1980-2000 com a climatologia de chuvas do Brasil;
- uso de soluções numéricas diferentes, como volumes finitos e grades ajustáveis;
- uso de alta resolução espacial nos submodelos oceânicos e atmosféricos.

Resultados semelhantes que demonstram a eficiência desses modelos para a Região Sul do Brasil podem ser encontrados em Vera *et al.* (2006), Marengo & Valverde (2007) e Cavalcanti *et al.* (2015).

Os modelos utilizados nesta pesquisa são apresentados a seguir, com uma breve descrição de cada um:

- NRCCCSM: O *Community Climate System Model* (CCSM) é um modelo climático global integrado por quatro modelos geofísicos que simulam, simultaneamente, os sistemas superfície (*Community Land Model* — CLM), atmosfera (*Community Atmosphere Model* — CAM), mar-gelo (*Community Sea Ice Model* — CSIM) e oceano (*Parallel Ocean Program* — POP), que estão interligados por um acoplador central (VERTEINSTEIN *et al.*, 2004);
- MPEH5: O modelo climático ECHAM (caracterizando a primeira parte do seu nome EC e a outra refere-se a um pacote de parametrização abrangente desenvolvido em Hamburgo, portanto, a abreviatura HAM) foi desenvolvido a partir do modelo atmosférico ECMWF, que permite que o modelo seja usado para simulações climáticas. A quinta versão desse modelo, se comparada à sua predecessora, ECHAM4, é mais flexível e, devido às modificações realizadas em seu código, produz simulações climáticas significativamente diferentes das versões anteriores. O modelo é composto de: núcleo dinâmico espectral; esquema de transporte advectivo de traços para os componentes da água (sólido, líquido e vapor) e substâncias químicas; e sistema de parametrização física que envolve esquemas de radiação de ondas curta e longa, estratificação de nuvens, difusão horizontal e vertical, processos na superfície da Terra, entre outros (ROECKNER *et al.*, 2003; 2004);
- GFCM21: *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory Climate Model*, versão 2.1. Este modelo foi desenvolvido para simular mais realisticamente uma faixa de

fenômenos de flutuações de escala diurna e temporais (eventos extremos) em escala sinótica para o clima ao longo de séculos. Da mesma forma, é composto de outros modelos (atmosfera, superfície, oceano e mar-gelo) interligados por um acoplador central. O modelo CM2.1 incorpora várias mudanças em relação à versão anterior, CM2.0, que visam reduzir o viés das simulações. Por exemplo, na componente da superfície terrestre, a evaporação é suprimida quando o solo está congelado a uma profundidade maior que 30 cm (DELWORTH *et al.*, 2006);

- MRCGCM: *Meteorological Research Institute Coupled Global Circulation Model*, versão 2.3.2. Este modelo foi desenvolvido para examinar mudanças climáticas transientes associadas às forçantes antropogênicas, como a emissão de gases do efeito estufa e de aerossóis de sulfato. O modelo já apresentou bons desempenhos para simulações dos fenômenos ENSO (*El Niño e Southern Oscillation*), das monções asiáticas de verão, entre outros. É também um exemplo de modelo global acoplado (YUKIMOTO *et al.*, 2001);
- HADCM3: *Hadley Centre Coupled Model*, versão 3. Este é um dos modelos mais utilizados nas previsões e análises emitidas pelo AR3 e pelo AR4 do IPCC. Foi o primeiro modelo a não necessitar de ajustes artificiais de fluxos de calor e água para obtenção de boas simulações. Desenvolvido para produzir simulações por períodos de mil anos, tem dois componentes: modelo atmosférico (HadCM3) e modelo oceânico (que inclui o modelo mar-gelo). As simulações são feitas para anos de 360 dias, com 30 dias por mês (GORDON *et al.*, 2000).

Além desses MCGs, foram utilizadas as projeções realizadas pelo ETA — modelo de ponto de grade cujo nome se refere à letra grega  $\eta$  (eta), usada para definir sua coordenada vertical —, disponibilizadas pelo INPE. Buscando verificar a necessidade de maior detalhamento dos estudos, foram obtidas não somente as projeções em resolução horizontal de 40 km, mas também as do ETA de 20 km, referentes a uma versão mais nova do modelo que apresenta aprimoramentos na representação matemática de processos dinâmicos.

O ETA é descendente do modelo *Hydrometeorological Institute and Belgrade University* (HIBU), previamente

desenvolvido por Mesinger & Janjic (1974). Trata-se de um modelo de circulação regional (MCR) que acopla o MCG HADCM3 como condição de contorno lateral para simulações em mesoescala (BLACK, 1994; CHOU *et al.*, 2014). O acoplamento do modelo global ao regional resultou em simulações de quatro membros que foram considerados neste trabalho — *Ctrl, Low, Mid e High* —, representando a sensibilidade climática, ou seja, as variações de controle, baixa, média e alta alteração aos parâmetros utilizados por esse modelo até o final do século XXI.

As resoluções horizontais consideradas pelo modelo ETA foram de 40 e 20 km, gerando cinco projeções de mesoescala (regional) a serem utilizadas: 6. ETA 40 – CTRL; 7. ETA 40 – LOW; 8. ETA 40 – MID; 9. ETA 40 – HIGH; 10; ETA 20 – CTRL.

Assim, para cada um dos três pontos apresentados na Tabela 1 existem dez conjuntos de dados meteorológicos derivados desses diferentes modelos no cenário A1B, os quais serviram de base para a análise de

### Método de remoção de vieses nas projeções climáticas

Os modelos climáticos não conseguem representar perfeitamente o clima do presente e do futuro, ou seja, seus resultados apresentam erros. Esses erros, ou vieses, são sistemáticos e causados por uma conceitualização imperfeita dos fenômenos e processos que governam o clima e pela influência da discretização espacial dos modelos (TEUTSCHBEIN & SEIBERT, 2012). Nesse sentido, técnicas de remoção de vieses são empregadas para corrigir as variáveis climatológicas, evitando a propagação dos erros às demais etapas de análise.

Para isso foram aplicadas duas metodologias diferentes, as quais são descritas brevemente na sequência. Maiores detalhes podem ser encontrados em Collischonn *et al.* (2014).

No caso dos dados de precipitação do modelo ETA, para ambas as resoluções foi utilizada a metodologia de mapeamento quantil-quantil (BÁRDOSSY & PEGRAM, 2011). Essa técnica se baseia na comparação das funções cumulativas de probabilidade (curvas que mostram a probabilidade de a variável ser menor ou igual a determinado valor) da variável observada com

incertezas da variável precipitação. Esse cenário refere-se ainda ao AR4 do IPCC (IPCC, 2007), embora já tenha sido publicado o AR5 (IPCC, 2014). No entanto, para a área de estudo, não havia dados de projeções regionais disponíveis durante o período de realização desta pesquisa.

Segundo Marengo *et al.* (2014), os modelos do AR4 continuam sendo usados intensivamente para previsões climáticas sazonais e decadais nas quais os *feedbacks* biogeoquímicos não são cruciais. Além disso, os autores revelam que podem ser notadas semelhanças entre as projeções dos modelos do AR4 e do AR5, e que somente em meados de 2100 os cenários do AR5 parecem indicar um aquecimento mais intenso.

Com relação à escolha do cenário climático, como havia somente projeções do modelo ETA para o cenário A1B, apenas este foi considerado para todos os outros modelos, o qual é similar ao cenário climático RCP 4.5, de emissão média, do AR5.

as da variável estimada por um modelo climático nos períodos atual e futuro.

Já a metodologia denominada taxa de câmbio (*Delta Change*) (GELLENS & ROULIN, 1998; OLIVEIRA *et al.*, 2015) é baseada no cálculo das anomalias entre os valores estimados pelos modelos climáticos no período atual e futuro. O valor da anomalia é posteriormente utilizado para perturbar a série observada da variável no período atual, gerando a série corrigida a ser utilizada nos períodos futuros. Essa metodologia foi aplicada no caso dos dados dos modelos globais.

O método seguiu o seguinte procedimento (COLLISCHONN *et al.*, 2014):

- cálculo dos valores das normais climatológicas a partir da série temporal estimada pelo modelo climático no período atual;
- cálculo dos valores das normais climatológicas a partir da série temporal estimada pelo modelo climático nos períodos futuros;
- estimativa da taxa de câmbio: quociente entre os valores das normais climáticas nos períodos futuros

e os valores das normais climatológicas no período atual para todas as variáveis, exceto a temperatura, sendo realizada a operação de subtração. Isso resultou em uma taxa de câmbio para cada mês do ano;

- obtenção da série temporal das variáveis climatológicas nos períodos futuros: multiplicação dos valores diários da série de dados (ETA 40 CTRL) no período atual pelas taxas de câmbio estimadas no item anterior e somente adição para a variável temperatura. Isto é, todos os valores diários de janeiro são multiplicados pela taxa de câmbio de janeiro; todos os valores diários de fevereiro são multiplicados pela taxa de câmbio de fevereiro, e assim por diante. Esse procedimento é repetido até que todos os dados observados sejam perturbados pelas taxas de câmbio de cada mês;

- verificação dos valores diários da série temporal corrigida de modo a não superarem limites físicos, como, por exemplo, umidade relativa do ar superior a 100%. Caso os limites físicos sejam superados, o valor da variável naquele dia será limitado ao valor do limite físico.

Em função da limitação de séries longas de dados observados na bacia analisada, neste trabalho as séries temporais perturbadas foram obtidas após a remoção do viés no membro controle (CTRL) do modelo ETA-40. O procedimento foi aplicado de forma independente aos valores das variáveis climatológicas estimados pelos diferentes modelos globais para a precipitação.

## Índices de precipitação extrema

Na Tabela 2 são descritos os principais índices para precipitação encontrados na literatura, recomendados pela Organização Meteorológica Mundial (OMM). Por convenção, um dia úmido ou chuvoso tem precipitação diária maior ou igual a 1 mm e um dia seco ou não chuvoso tem precipitação diária menor que 1 mm.

Para cada ponto na Figura 1 são relacionados dados diários de precipitação referentes ao período atual (1961-1990) e aos períodos futuros (2011-2040, 2041-2070 e 2071-2100), gerados pelos modelos descritos anteriormente. Todos os índices foram calculados em planilhas para os dados de precipitação de cada modelo (MCG e MCR), em cada localização e para cada ano dos

**Tabela 2 – Índices de precipitação encontrados na literatura e aplicados na bacia do rio Taquari-Antas/RS.**

Índice	Definição (unidade)
R95p <sup>2,3,5,6,8,10</sup>	Precipitação total anual dos dias em que a precipitação diária é maior que o percentil 95 (mm)
R99p <sup>2,3,5</sup>	Precipitação total anual dos dias em que a precipitação diária é maior que o percentil 99 (mm)
PRCPTOT <sup>2,3,5,6,8,9</sup>	Precipitação total anual de dias úmidos (mm)
R30mm <sup>2,5</sup>	Número de dias em um ano em que a precipitação diária é maior que 30 mm (dias)
RX1 <sup>2,3,5,8</sup>	Máximo de precipitação em um dia no ano (mm)
RX5 <sup>2,3,4,5,6,8</sup>	Máximo de cinco dias consecutivos de precipitação no ano (mm)
CDD <sup>2,3,4,5,6,8</sup>	Número máximo de dias consecutivos secos no ano com RR <1 mm (dias)
CWD <sup>2,3,5,6</sup>	Número máximo de dias consecutivos úmidos no ano com RR >1 mm (dias)
SDII <sup>1,3,4,7</sup>	Precipitação total anual dividida pelo número de dias úmidos (mm/dia)

Fonte: ARAÚJO & BRITO, 2011<sup>1</sup>; DEREZYNSKI *et al.*, 2013<sup>2</sup>; DONAT *et al.*, 2013<sup>3</sup>; KIKTEV *et al.*, 2003<sup>4</sup>; MELO *et al.*, 2014<sup>5</sup>; SANTOS *et al.*, 2009<sup>6</sup>; SANTOS *et al.*, 2013<sup>7</sup>; VALVERDE & MAREGO, 2014<sup>8</sup>; VINCENT *et al.*, 2005<sup>9</sup>; Zilli *et al.*, 2017.

períodos atual (1961-1990) e futuros (2011-2100). Porém, os resultados são apresentados para cada período

## Teste de Mann-Kendall

De acordo com Zilli *et al.* (2017) e Pedron *et al.* (2017), o teste estatístico não paramétrico de Mann-Kendall (KENDALL, 1975; MANN, 1945) é o método mais adequado para analisar mudanças climáticas em séries meteorológicas. Esse teste considera que, na hipótese de estabilidade de uma série, a sucessão de valores ocorre de forma independente e a distribuição de probabilidade deve permanecer a mesma (série aleatória simples) (BACK, 2001).

Back (2001) e Moraes *et al.* (1995) descrevem o método considerando uma série temporal de  $X_i$  de  $N$  termos ( $1 \leq i \leq N$ ). O teste consiste na soma  $t_n$  (Equação 1) do número de termos  $m_i$  da série, relativo ao valor  $X_i$  cujos termos precedentes ( $j < i$ ) são inferiores ao mesmo ( $X_j > X_i$ ), isto é:

$$t_n = \sum_{i=1}^n m_i \quad (1)$$

Para séries com grande número de termos ( $N$ ), sob a hipótese nula ( $H_0$ ) de ausência de tendência,  $t_n$  apresentará uma distribuição normal com média  $E(t_n)$  (Equação 2) e variância  $\text{Var}(t_n)$  (Equação 3):

$$E(t_n) = \frac{N(N-1)}{4} \quad (2)$$

$$\text{Var}(t_n) = \frac{N(N-1)(2N+5)}{72} \quad (3)$$

(atual, 2025s, 2055s e 2085s), tomando-se a média de 30 anos de cada índice.

Testando a significância estatística de  $t_n$  para a hipótese  $H_0$  usando um teste bilateral, esta pode ser rejeitada para grandes valores da estatística  $u(t)$ , pela Equação 4:

$$u(t) = \frac{(t_n - E(t_n))}{\sqrt{\text{Var}(t_n)}} \quad (4)$$

O valor da probabilidade  $\alpha_1$  (Equação 5) é calculado por meio de uma tabela da normal reduzida, tal que:

$$\alpha_1 = \text{prob}(|u| > |u(t)|) \quad (5)$$

A hipótese nula é ou não é rejeitada, a um nível de significância  $\alpha_1$ , se  $\alpha_1 < \alpha_0$  ou  $\alpha_1 > \alpha_0$ , respectivamente. Em geral, considera-se o nível de significância do teste  $\alpha_0 = 0,05$ . A hipótese nula é rejeitada quando existe uma tendência significativa na série temporal. O sinal da estatística  $u(t)$  indica se a tendência é crescente ( $u(t) > 0$ ) ou decrescente ( $u(t) < 0$ ). Esse teste foi realizado por meio de programação no *software* MATLAB (MATrix LABoratory), versão R2010a.

Dessa forma, o teste de Mann-Kendall foi utilizado para analisar tendências de aumento ou diminuição nos valores dos índices calculados (nível de significância  $\alpha = 0,05$ ), uma vez que cada índice foi obtido anualmente para os 30 anos do período atual e para os 90 anos do período futuro. A partir disso, resultam séries temporais para cada um dos índices, as quais foram testadas com relação à tendência de aumento ou diminuição ao longo do século.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a finalidade de analisar e alertar a região sobre a ocorrência de eventos extremos no futuro, foram calculados os índices de precipitação extrema. Para melhor observação dos resultados, apenas os valores médios de cada período dos índices projetados pelos MCGs e MCRs são dispostos na Tabela 3. Uma das mais importantes questões relacionadas a eventos extremos, em curto prazo, é se sua ocorrência está aumentando ou diminuindo com o tempo, isto é, se há tendência de cenários propícios ao acontecimento desses eventos. Com esse objetivo, foi realizado o teste de Mann-Kendall para a detecção

de tendência para cada série anual dos índices analisados, em cada ponto da Tabela 3 e para todos os modelos.

O primeiro índice considerado, R95p, refere-se ao total da precipitação anual nos dias úmidos maior que o percentil 95. Assim, um eventual aumento na tendência desse índice pode significar que a alta na precipitação anual acumulada esteja concentrada em 5% do total precipitado em dias úmidos. Esse índice apresentou maiores valores no MCR do que nos MCGs, e tornam-se maiores quanto mais se distancia do período atual (Tabela 3). O teste de hipótese revelou tendências



**Tabela 3 – Médias anuais dos índices de precipitação extrema para os postos de estudo na bacia do rio Taquari-Antas nos períodos atual (1961-1990) e futuro (2011-2100).**

Índice	Ponto 1							
	Modelos regionais				Modelos globais			
	Atual	2025s	2055s	2085s	Atual	2025s	2055s	2085s
R95p (mm)	729	812	880	911	723	762	799	807
R99p (mm)	248	263	284	295	244	260	272	276
PRCPTOT (mm)	1.673	1.987	2.205	2.337	1.673	1.749	1.829	1.835
R30 (d)	14	19	23	24	14	15	17	17
RX1 (mm)	80	81	88	91	78	84	87	89
RX5 (mm)	149	167	180	191	151	161	169	170
CDD (d)	18	16	18	17	17	17	17	17
CWD (d)	8	8	9	9	8	8	8	8
SDII (mm/d)	10	13	14	14	10	11	11	11
Índice	Ponto 2							
	Modelos regionais				Modelos globais			
	Atual	2025s	2055s	2085s	Atual	2025s	2055s	2085s
R95p (mm)	732	826	895	930	724	763	800	813
R99p (mm)	250	274	292	304	246	262	275	279
PRCPTOT (mm)	1.700	2.010	2.220	2.362	1.701	1.771	1.850	1.870
R30 (d)	14	19	22	24	14	15	16	17
RX1 (mm)	81	85	90	94	79	85	89	90
RX5 (mm)	148	168	183	192	156	165	173	176
CDD (d)	17	16	18	18	17	17	17	17
CWD (d)	8	9	9	9	9	9	9	9
SDII (mm/d)	11	13	14	15	11	11	12	12
Índice	Ponto 3							
	Modelos regionais				Modelos globais			
	Atual	2025s	2055s	2085s	Atual	2025s	2055s	2085s
R95p (mm)	748	822	889	918	739	779	817	834
R99p (mm)	257	273	290	298	254	272	284	289
PRCPTOT (mm)	1.673	1.952	2.150	2.277	1.674	1.746	1.825	1.848
R30 (d)	15	18	22	24	15	16	17	18
RX1 (mm)	84	86	90	92	82	89	93	95
RX5 (mm)	151	166	176	187	153	162	170	175
CDD (d)	18	17	18	18	18	18	17	17
CWD (d)	8	8	8	8	9	9	8	8
SDII (mm/d)	12	14	15	15	12	12	13	13

crescentes nas projeções de ETA 40 LOW, ETA 40 MID e HADCM3 e decrescentes do GFCM21 para os três pontos. Os demais modelos não apresentaram tendências para esse índice no nível de significância considerado.

A análise do índice R99p segue o mesmo raciocínio do anterior, mas considera o acumulado de precipitação em dias de chuvas mais intensas, ou seja, acima do percentil 99 nos dias úmidos. O ponto 1 apresentou tendências em 6 modelos, mas apenas uma decrescente: para o modelo GFCM21.

Os índices R95p e R99p também representam o quanto da precipitação total anual corresponde aos eventos mais intensos ou extremos. No caso do modelo ETA 20, por exemplo, no ponto 1, a precipitação total anual projetada para o ano de 2060 (não mostrada) é de 2.149 mm, sendo que, desse total, espera-se que 857 mm (aproximadamente 40%) cairão em dias com chuva acima do percentil 95 e 306 mm (aproximadamente 14%), em dias com pluviosidade acima do percentil 99. Mais de 50% da precipitação total anual será caracterizada como extrema, implicando consequências para toda a bacia. A maioria dos sistemas de drenagem, por exemplo, não está preparada para eventos desse porte.

Para os modelos que registram tendências positivas dos índices R95p ou R99p, essas podem ser associadas tanto à ocorrência de chuvas fortes (grande intensidade) quanto à maior frequência de eventos de chuva extrema.

O índice PRCPTOT corresponde à precipitação total anual em dias chuvosos. Os maiores valores para esse índice foram fornecidos pelos MCRs, os quais preveem, para o fim do século (2085s), no ponto 1, uma anomalia de 664 mm em relação ao período atual. Já os MCGs projetam 162 mm para o mesmo local. O teste de Mann-Kendall para esse índice detecta tendência positiva para os modelos ETA 20, ETA 40 LOW, ETA 40 MID e HADCM3, no ponto 1; ETA 40 CTRL, ETA 40 LOW, ETA 40 MID e HADCM3, no ponto 2; e ETA 40 LOW, ETA 40 MID e HADCM3, no ponto 3.

O índice R30mm caracteriza-se pelo número de dias em que a precipitação diária é maior ou igual a 30 mm. Esse índice colabora na detecção de eventos extremos, pois pode ser relacionado com os índices anteriores. Embora não seja possível apresentar neste trabalho os resultados anuais de cada índice, o exemplo a seguir

para dois anos em particular é interessante sobre a associação de diferentes índices. Ao associar os índices R95p e R30mm das projeções do ETA 20, no ponto 3, para os anos de 2019 e 2051 (não mostrados), é possível identificar quantos dias são necessários para acumular certa quantidade de precipitação. Neste exemplo, em 2019, 11 dias (valor correspondente a R30mm de 2019) serão responsáveis por 504 mm (valor correspondente a R95p de 2019). Já no ano de 2051, 20 dias (R30mm) corresponderão a uma precipitação de 904 mm (R95p). Esses dois anos foram tomados como exemplo porque os percentis 95 correspondem a 30 mm e, portanto, pode-se fazer uma associação direta com o índice R30mm. Dessa forma, o número de dias com precipitação acima de 30 mm será maior para todos os pontos, o que corrobora a elevação observada na precipitação total anual.

Para os MCRs, o índice R30mm apresenta maior anomalia em comparação aos MCGs, revelando até 10 dias de precipitação superior a 30 mm do que no passado, o que corresponde, pelo menos, a 300 mm a mais no ano. Somente os modelos ETA 40 LOW e ETA 40 MID apresentaram tendências positivas em todos os pontos, segundo o teste de Mann-Kendall.

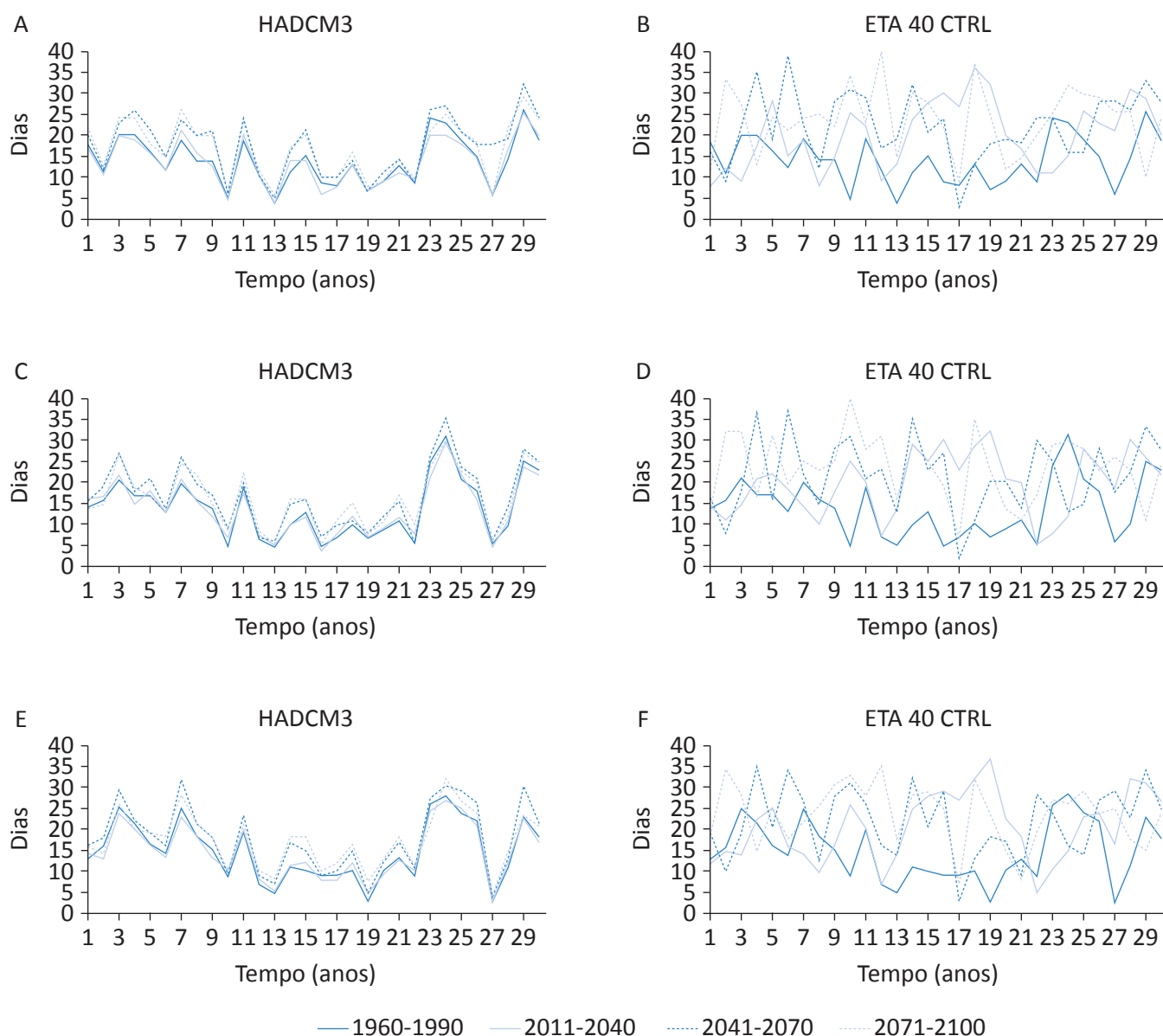
A precipitação máxima em um dia (RX1), comparada com a de cinco dias consecutivos no ano (RX5), é proporcionalmente muito mais extrema. Por exemplo, os valores médios de RX1 e RX5, no ponto 1, para as projeções do modelo regional no período 2025s foram de 81 e 167 mm, respectivamente. Isso significa que, comparativamente, em apenas um dia ocorre aproximadamente 50% do volume de precipitação de cinco dias consecutivos. Ou seja, RX1 é mais extremo, pois a precipitação dada por esse índice é mais concentrada no tempo do que aquela apresentada por RX5. O índice RX1 apresentou tendência somente no modelo HADCM3 para os pontos 1 e 2. Observa-se a possibilidade de anomalia para esse mesmo índice, no geral, de 10 mm em todos os pontos até o final do século.

O índice CDD representa o número máximo de dias consecutivos secos no ano em que a precipitação diária é menor que 1 mm, e o CWD refere-se ao número máximo de dias consecutivos úmidos anuais com precipitação diária maior do que 1 mm. Esses índices não apresentam tendências significativas. Autores como Marengo *et al.* (2009) e Santos *et al.* (2009) explicam que o aumento da precipitação total anual e a

ocorrência de eventos extremos analisados em suas pesquisas podem estar associados à diminuição do índice CDD e ao acréscimo ou redução do índice CWD. Tal fato não é observado neste trabalho, no qual o aumento da precipitação se manifesta por meio dos índices R95p, R99p e R30mm. O mesmo foi observado por Dereczynski *et al.* (2013), que argumentam que o aumento dos eventos extremos de precipitação para o Rio de Janeiro pode ser identificado por meio desses mesmos índices.

A precipitação total anual dividida pelo número de dias úmidos (SDII) mostrou aumento apenas no modelo regional ETA, sugerindo que, nos dias em que houver chuva, ela terá caráter mais intenso. Tendências positivas foram observadas para as projeções do ETA 40 MID e do ETA 40 LOW. Os MCGs apresentam aumento de 1 mm/dia nos dias em que ocorre precipitação.

Para auxiliar na visualização dos resultados apresentados na Tabela 3, a Figura 2 mostra a variação anual apenas do índice R30mm para o período atual e os



**Figura 2 – Variação anual do índice R30mm para os modelos HADCM3 e ETA 40 CTRL: (A) e (B) no ponto 1, (C) e (D) no ponto 2, (E) e (F) no ponto 3.**

três períodos futuros em todos os pontos analisados. No eixo horizontal estão representados os 30 anos de cada período para comparação e, no eixo vertical, o número de dias referente ao valor do índice R30mm. Observa-se que o modelo regional ETA 40 CTRL revelou maiores diferenças dos períodos futuros em relação ao período atual do que o modelo global HADCM3.

Tomando-se as projeções do modelo ETA como de maior precisão, por incorporarem aspectos mais detalhados da região, tais como a topografia, pode-se concluir, a partir da Figura 2, que há grandes diferenças entre as projeções futuras e o período atual. Dessa forma, em todos os gráficos do modelo ETA 40 CTRL observam-se valores de R30mm futuros projetados acima da tendência anual (1960-1990), indicando que o número de dias com chuva acima de 30 mm poderá aumentar na bacia. Esse resultado está de acordo com o aumento do índice PRCPTOT no futuro.

Marengo *et al.* (2014) supõem que mudanças de precipitação extrema sejam mais pronunciadas nas projeções do AR5, uma vez que a forçante radiativa mais intensa entre os novos cenários climáticos causaria diferenças nos resultados. Ainda assim, os autores afirmam que essas pequenas melhorias dos modelos do AR5 em relação aos do AR4 não causariam mudanças drásticas na utilização de um ou outro modelo, mas apenas pequenos aperfeiçoamentos do modelo com aplicação na região amazônica.

Por fim, o aumento dos valores futuros dos índices analisados poderá ocasionar diversos problemas ambientais na bacia do rio Taquari-Antas, tais como a

intensificação dos deslizamentos de terra (ZILLI *et al.*, 2017) em regiões com características serranas. Fenômenos de movimentação de massa como esse podem acontecer mesmo em locais com cobertura vegetal preservada, visto que o solo encharcado não consegue manter-se estruturado, principalmente em relevos acentuados. Dessa forma, eventos de precipitação extrema associados a altos valores de PRCPTOT, entre outros índices analisados neste trabalho, poderão causar nessa bacia desastres ambientais ainda mais severos do que os registrados no passado, principalmente por apresentar regiões de serra ou alta declividade do relevo.

Eventos de chuva intensa como os de Santa Catarina, em 2008, e Rio de Janeiro, em 2011, causaram grandes mudanças no relevo e impactos negativos no meio ambiente, alertando regiões de topografia semelhante para eventuais desastres. Outros impactos associados a eventos de movimentação de massa são o bloqueio de estradas, a interrupção do fornecimento de água, alimentos e eletricidade e moradores desabrigados.

O que se pode inferir é que quanto maiores forem as anomalias dos períodos futuros em relação ao atual (ou passado), mais severas podem ser as consequências para a sociedade e o meio ambiente em zonas consideradas vulneráveis, ou seja, de relevo acidentado, como a bacia do rio Taquari-Antas. Além disso, os custos econômicos e sociais do aumento de eventos extremos de precipitação podem ser mais altos, e os impactos serão substanciais nas áreas e nos setores mais diretamente afetados, como agricultura, centros urbanos e biodiversidade (MARENGO *et al.*, 2009).

## CONCLUSÕES

A grande variabilidade observada entre as projeções dos MCRs e MCGs neste estudo pode ser confirmada pela análise das tendências nos índices de precipitação extrema, os quais mostram que a maioria das tendências crescentes foi detectada nas projeções do modelo ETA.

Os MCRs são construídos para escalas menores com maior resolução, e suas projeções estão mais próximas da realidade do que as dos MCGs. Com base nessa constatação, pode-se assumir que o clima futuro na região de estudo sofrerá com o aumento de eventos extremos de precipitação, principalmente pelo seu acréscimo no total anual, o que pode ser verificado pelo aumento de

dias no índice R30mm e a maior precipitação acumulada nos índices R95p e R99p.

Uma proposta de estudo mais detalhada poderia ser realizada utilizando os mesmos índices de precipitação extrema, mas em uma análise mensal, para verificar se tais eventos serão pontuais ou difusos ao longo do ano, visto que a análise sazonal pode ser de grande valia para a agricultura.

Além disso, devido às limitações dos dados do AR4, sugere-se que esta pesquisa seja estendida à utilização dos dados do AR5, com a inclusão de maior número de

modelos e cenários climáticos, uma vez que as forçantes radiativas podem fornecer índices ainda mais extremos de precipitação no final do século.

Ainda que com muitas limitações, cada pesquisa realizada é um passo na tentativa de mitigar os impactos de possíveis mudanças climáticas no futuro. No entanto, muito ainda é preciso ser investigado a fim de reduzir as incertezas associadas às projeções.

As informações levantadas neste trabalho são um estímulo inicial para que os municípios integrantes da bacia busquem ações de planejamento e ferramentas para a melhor adaptação e mitigação dos impactos gerados pelas mudanças climáticas. Contudo, a diminuição de emissões de gases do efeito estufa nos próximos anos poderá ajudar a reduzir os custos e desafios a serem enfrentados, colaborando para um desenvolvimento mais sustentável.

## REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANGÉLIL, O.; STONE, D.; WEHNER, M.; PACIOREK, C. J.; KRISHNAN, H.; COLLINS, W. An independent assessment of anthropogenic attribution statements for recent extreme temperature and rainfall events. *Journal of Climate*, v. 30, p. 12, 2017.

ARAÚJO, W. S.; BRITO, J. I. B. Índices de tendências de mudanças climáticas para os Estados da Bahia e Sergipe por meio de índices pluviométricos diários e sua relação com TSM do Pacífico e Atlântico. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 26, n. 4, p. 541-554, 2011.

BACK, A. J. Aplicação de análise estatística para identificação de tendências climáticas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 36, n. 5, p. 717-726, 2001.

BÁRDOSSY, A., PEGRAM, G. Downscaling precipitation using regional climate models and circulation patterns toward hydrology. *Water Resources Research*, v. 47, 2011.

BLACK, T. L. The new NMC mesoscale Eta Model: Description and forecast examples. *Weather Forecasting*, v. 9, p. 265-278, 1994.

CAMPOS, C. R. P.; BARBOSA, F. A. R.; SOUSA, I. L. Cheias históricas dos principais rios Acreanos como subsídio ao projeto de sistema de alerta de cheias no Acre. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013, Bento Gonçalves, RS. *Anais...* 2013. p. 17-22.

CAVALCANTI, I. F. A. Seasonal precipitation simulated by global and regional models and projected climate changes in Brazil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CLIMATOLOGIA, 2011, João Pessoa. *Anais...* 2011.

CAVALCANTI, I. F. A.; CARRIL, A. F.; PENALBA, O. C.; GRIMM, A. M.; MENÉNDEZ, C. G.; SANCHEZ, E.; CHERCHI, A.; SÖRENSSON, A.; ROBLEDO, F.; RIVERA, J.; PÁNTANO, V.; BETTOLLI, L. M.; ZANINELLI, P.; ZAMBONI, L.; TEDESCHI, R. G.; DOMINGUEZ, M.; RUSCICA, R.; FLACH, R. Precipitation extremes over La Plata Basin – Review and new results from observations and climate simulations. *Journal of Hydrology*, v. 523, p. 211-230, 2015.

CHOU, S. C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DEREZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; MARENGO, J. Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. *American Journal of Climate Change*, v. 3, p. 512-527, 2014.

COLLISCHONN, W.; BRAVO, J. M.; SILVA, B. C.; RODRIGUES, D. A. Modelagem Hidrológica. In: LIMA, J. W. M.; COLISCHONN, W.; MARENGO J. A. (Orgs.). *Efeitos das mudanças climáticas na geração de energia elétrica*. São Paulo: AES Tietê, 2014. p. 95-143.



DELWORTH, T. L. et al. GFDL's CM2 Global Coupled Climate Models. Part I: Formulation and Simulation Characteristics. *Journal of Climate, Special Section*, v. 19, p. 643-674, 2006.

DERECZYNSKI, C.; SILVA, W. L.; MARENGO, J. Detection and Projections of Climate Change in Rio de Janeiro, Brazil. *American Journal of Climate Change*, v. 2, p. 25-33, 2013.

DONAT, M. G. et al. Updated analyses of temperature and precipitation extreme indices since the beginning of the twentieth century: The HadEX2 dataset. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 118, p. 2098-2118, 2013.

DWYER, J. G.; GORMAN, P. A. Changing duration and spatial extent of midlatitude precipitation extremes across different climates. *Geophysical Research Letters*, v. 44, p. 5863-5871, 2017.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER (FEPAM). *Qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio das Antas e Rio Taquari*. Disponível em: <[http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade\\_taquari\\_antas/taquariantas.asp](http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_taquari_antas/taquariantas.asp)>. Acesso em: 26 jan. 2015.

GELLENS, D.; ROULIN, E. Streamflow response of Belgian catchments to IPCC climate change scenarios. *Journal of Hydrology*, v. 210 (1-4), p. 242-258, 1998.

GORDON, C.; COOPER, C.; SENIOR, C. A.; BANKS, H.; GREGORY, J. M.; JOHNS, T. C.; MITCHELL, J. F. B.; WOOD, R. A. The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments. *Climate Dynamics*, v. 16, p. 147-168, 2000.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Geneva: IPCC, 2007. 104 p.

\_\_\_\_\_. *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Geneva: IPCC, 2014. 132 p.

JALOTA, S. L.; KAUR, H.; KAUR, S.; VASHISHT, B. B. Impact of climate change scenarios on yield, water and nitrogen-balance and use efficiency of rice-wheat cropping system. *Agricultural Water Management*, v. 116, p. 29-38, 2013.

KENDALL, M. G. *Rank Correlation Methods*. 4ª ed. London: Charles Griffin, 1975.

KIKTEV, D.; SEXTON, D. M. H.; ALEXANDER, L.; FOLLAND, C. K. Comparison of Modeled and Observed Trends in Indices of Daily Climate Extremes. *American Journal of Climate*, v. 16, p. 3560-3571, 2003.

LARENTIS, D. G. *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas - RS*. 177f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LARENTIS, D. L.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Simulação da qualidade de água em grandes bacias: Rio Taquari-Antas, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n. 3, p. 5-22, 2008.

MANN, H. B. Non-parametric test against trend. *Econometrica*, v. 13, p. 245-259, 1945.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; TORRES, R. R.; LYRA, A. Bases para modelagem de mudanças climáticas. In: LIMA, J. W. M.; COLLISCHONN, W.; MARENGO, J. A. (Orgs.). *Efeito das mudanças climáticas na geração de energia elétrica*. São Paulo: AES Tietê, 2014. p. 23-63.

MARENGO, J. A.; ALVES, L.; VALVERDE, M.; ROCHA, R.; LABORBE, R. *Eventos extremos em cenários regionalizados de clima no Brasil e América do Sul para o século XXI: projeções de clima futuro usando três modelos regionais*. Relatório 5, mudanças do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBR, Diretoria de Conservação da Biodiversidade – CDBio, 2007. 77p.

- MARENGO, J. A.; SCHAEFFER, R.; PINTO, H. S.; ZEE, D. M. W. *Mudanças climáticas e eventos extremos no Brasil*. Rio de Janeiro: FBDS, 2009. 76 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. *Multiciência*, n. 8, p. 5-28, 2007.
- MELO, T. M.; LOUZADA, J. A. S.; PEDROLLO, O. C. Impacts of climate change on soybean irrigation water requirements in northwest region of Rio Grande do Sul, Brazil. *Irrigation and Drainage Systems Engineering*, v. 3, p. 1-13, 2014.
- MELO, T. M.; LOUZADA, J. A. S.; PEDROLLO, O. C. Trends in extreme precipitation indices and seasonal analysis of precipitation and temperature for detecting climate change in the Northwest Region of Rio Grande do Sul, Brazil. *American Journal of Climate Change*, v. 4, p. 184-202, 2015.
- MESINGER, F.; JANJIC, Z. I. *Noise due to time-dependent boundary conditions in limited area models*. The GARP Programme on Numerical Experimentation. Rep. n° 4. Geneva: WMO, 1974. p. 31-32.
- MORAES, J. M.; PELLEGRINO, G.; BALLESTER, M. V.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Estudo preliminar da evolução temporal dos componentes do ciclo Hidrológico da bacia do Rio Piracicaba. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 11.; SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 2., 1995, Recife. *Anais...* Recife: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1995. p. 27-32.
- MURUMKAR, A. R.; ARYA, D. S. Trend and periodicity analysis in rainfall pattern of Nira Basin, Central India. *American Journal of Climate Change*, v. 3, p. 60-70, 2014.
- OLIVEIRA, G. G.; PEDROLLO, O. C.; CASTRO, N. M. R. As incertezas associadas às condições climáticas obtidas pelo modelo ETA CPTEC/HADCM3: avaliação comparativa entre os dados simulados e observados de precipitação, evapotranspiração e vazão na bacia hidrográfica do rio Ijuí, Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 1, p. 101-121, 2015.
- PANDA, D. K.; MISHRA, A.; KUMAR, A.; MANDAL, K. G.; THAKUR, A. K.; SRIVASTAVA, R. C. Spatiotemporal patterns in the mean and extreme temperature indices of India, 1971–2005. *International Journal of Climatology*, v. 34, p. 3585-3603, 2014.
- PATTNAYAK, K. C.; KAR, S. C.; DALAL, M.; PATNAYAK, R. K. Projections of annual rainfall and surface temperature from CMIP5 models over the BIMSTEC countries. *Global and Planetary Change*, v. 152, p. 152-166, 2017.
- PEDRON, I. T.; DIAS, M. A. F. S.; DIAS, S. P.; CARVALHO, L. M. V.; FREITAS, E. D. Trends and variability in extremes of precipitation in Curitiba – Southern Brazil. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 3, p. 1250-1264, 2017.
- ROECKNER, E.; BÄUML, G.; BONAVENTURA, L.; BROKOPF, R.; ESCH, M.; GIORGETTA, M.; HAGEMANN, S.; KIRCHNER, I.; KORNBLUEH, L.; MANZINI, E.; RHODIN, A.; SCHLESE, U.; SCHULZWEIDA, U.; TOMPKINS, A. *The atmospheric general circulation model ECHAM5*. Part I: Model Description. Report n° 349. Hamburg: Max Planck Institute for Meteorology, 2003. 140 p.
- ROECKNER, E.; BROKOPF, R.; ESCH, M.; GIORGETTA, M.; HAGEMANN, S.; KORNBLUEH, L.; MANZINI, E.; SCHLESE, U.; SCHULZWEIDA, U. *The atmospheric general circulation model ECHAM5*. Part II: Sensitivity of Simulated Climate to Horizontal and Vertical Resolution. Report n° 354. Hamburg: Max Planck Institute for Meteorology, 2004. 64 p.
- SANTOS, C. A. C.; BRITO, J. I. B.; RAO, T. V. R.; MENEZES, H. E. A. Tendências dos Índices de Precipitação no Estado do Ceará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n. 1, p. 39-47, 2009.
- SANTOS, D. C.; MEDEIROS, R. M.; CORREIA, D. S.; OLIVEIRA, V. G.; BRITO, J. I. B. Variabilidade de índices de precipitação e temperatura na Amazônia ocidental. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, 1.; COMISSÃO NACIONAL DA BIODIVERSIDADE, 2.; SIMPÓSIO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, 6., 2013, Recife, PE. *Anais...* p. 12, 2013. v. 2.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE (SEMA). *Relatório Anual sobre a Situação dos Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: SEMA, 2012. 169 p.

SHIM, C.; SEO, J.; HAN, J.; HA, J.; RO, T. H.; HWANG, Y. S.; OH, J. J. Projection of future hot weather events and potential population exposure to this in South Korea. *Climate Research*, v. 72, p. 29-38, 2017.

STERN, N. *Economics of Climate Change. A Review*. 2014. Disponível em: <[http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/destaques/sternreview\\_report\\_complete.pdf](http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/destaques/sternreview_report_complete.pdf)>. Acesso em: 25 set. 2017.

TEUTSCHBEIN, C.; SEIBERT, J. Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. *Journal of Hydrology*, v. 456-457, p. 12-29, 2012.

VALVERDE, M. C.; MARENGO, J. A. Extreme Rainfall Indices in the Hydrographic Basins of Brazil. *Open Journal of Modern Hydrology*, v. 4, p. 10-26, 2014.

VERA, C.; SILVESTRI, G.; LIEBMANN, B.; GONZÁLEZ, P. Climate change scenarios for seasonal precipitation in South America from IPCC-AR4 models. *Geophysical Research Letters*, v. 33, p. 1-4, 2006.

VERTEINSTEIN, M.; CRAIG, T.; HENDERSON, T.; MURPHY, S.; CARR JR, G. R.; NORTON, N. *CCSM3.0 User's Guide*. Community Climate System Model National. Boulder, CO: Center for Atmospheric Research, 2004. 70 p.

VINCENT, L. A.; PETERSON, T. C.; BARROS, V. R.; MARINO, M. B.; RUSTICUCCI, M.; CARRASCO, G.; RAMIREZ, E.; ALVES, L. M.; AMBRIZZI, T.; BERLATO, M. A.; GRIMM, A. M.; MARENGO, J. A.; MOLION, L.; MONCUNILL, D. F.; REBELLO, E.; ANUNCIAÇÃO, Y. M. T.; QUINTANA, J.; SANTOS, J. L.; BAEZ, J.; CORONEL, G.; GARCIA, J.; TREBEJO, I.; BIDEGAIN, M.; HAYLOCK, M. R.; KAROLY, D. Observed Trends in Indices of Daily Temperature Extremes in South America 1960-2000. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 18, p. 5011-5023, 2005.

YUKIMOTO, S.; NODA, A.; KITO, A.; SUGI, M.; KITAMURA, Y.; HOSAKA, M.; SHIBATA, K.; MAEDA, S.; UCHIYAMA, T. The New Meteorological Research Institute Coupled GCM (MRI-CGCM2): Model Climate and Variability. *Papers in Meteorology and Geophysics*, 2001.

ZILLI, M. T.; CARVALHO, L. M. V.; LEIEBMANN, B.; DIAS, M. A. S. A comprehensive analysis of trends in extreme precipitation over southeastern coast of Brazil. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 5, p. 2269-2279, 2017.

ZWIERS, F. W.; ALEXANDER, L. V.; HEGERL, G. C.; KNUTSON, T. R.; KOSSIN, J. P.; NAVEAU, P.; NICHOLLS, N.; SCHÄR, C.; SENEVIRATNE, S. I.; ZHANG, X. Climate Extremes: Challenges in Estimating and Understanding Recent Changes in the Frequency and Intensity of Extreme Climate and Weather Events. *Climate Science for Serving Society*, p. 339-389, 2013.

# POTENCIAL DE UTILIZAÇÃO DE EFLUENTES TRATADOS DE LATICÍNIOS

## UTILIZATION POTENTIAL OF TREATED WASTEWATER FROM DAIRY

### *Taryane Augusta Fernandes*

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal do Tocantins (UFT) – Palmas (TO), Brasil.

### *Liliana Pena Naval*

Doutora em Engenharia Química pelo Universidad Complutense de Madrid (UCM). Docente da Fundação Universidade Federal do Tocantins (UFT) – Palmas (TO), Brasil.

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

Liliana Pena Naval – Avenida NS 15, 109 Norte, Bloco 2, Sala 7 – Plano Diretor Norte – 77001-090 – Palmas (TO), Brasil –  
E-mail: liliana@mail.uft.edu.br

**Recebido:** 13/02/2017

**Aceito:** 13/11/2017

### **RESUMO**

A utilização de águas de reúso nas indústrias vem se tornando uma opção viável para reduzir o lançamento de efluentes em cursos d'água, bem como a poluição hídrica gerada por esse setor. Considerando a importância dessa ação, este estudo objetivou avaliar o potencial de utilização de efluentes tratados provenientes de laticínios. Para tanto foram comparadas as características de efluentes produzidos em laticínios, em termos de potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), sólidos suspensos totais (SST), turbidez e coliformes termotolerantes, após serem submetidos a tratamentos, com os requisitos de qualidade presentes em normativas e resoluções nacionais e internacionais para o reúso industrial. A análise dos dados possibilitou verificar que entre os sistemas de tratamentos estudados a coagulação-floculação e biodegradação aeróbia; a coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa; o lodo ativado; a eletrocoagulação; e o biorreator por membrana e oxidação fotocatalítica ( $UV/H_2O_2/ZnO$ ) permitiriam levar os efluentes à qualidade desejada para os parâmetros estudados, podendo esses estarem combinados ou não.

**Palavras-chave:** aproveitamento de efluentes; indústria de laticínios; tratamentos.

### **ABSTRACT**

The reuse of water in industries has become a viable option to reduce the emission of effluents in watercourses, as well as water pollution generated by this sector. Considering the importance of this action, this study aimed to evaluate the potential of use treated effluents from dairies. For as much as, were compared the effluent characteristics produced in dairy industries, in terms of potential of Hydrogen (pH), biological oxygen demand ( $BOD_5$ ), total suspended solids (TSS), turbidity and fecal coliforms, after being treated, with the quality requirements found in national and international regulations for industrial reuse. The analysis of the data allowed to verify that among the treatments systems studied the coagulation-flocculation and aerobic biodegradation; coagulation, adsorption, membrane separation and reverse osmosis; activated sludge; electrocoagulation; membrane bioreactor and photocatalytic oxidation ( $UV/H_2O_2/ZnO$ ) allowed the effluent to be delivered to the desired quality, for the studied parameters, which could be combined or not.

**Keyword:** effluent use; dairy industry; treatments.

## INTRODUÇÃO

No Brasil a pecuária de leite e a indústria de laticínios são contribuintes essenciais para a nutrição humana e destacam-se por exercer um importante papel no desenvolvimento econômico do país. De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB (2017), o país é o quinto maior produtor de leite no mundo, responsável por aproximadamente 34,6 bilhões de litros em 2016. Estima-se também que o consumo *per capita* nacional de leite tenha aumentado 4,64% entre 2011 e 2016, evoluindo de 168,1 para 175,9 litros/*per capita*/ano (CONAB, 2017).

No entanto, os laticínios estão entre os setores alimentares que mais consomem água em seu processo de fabricação — entre 0,2 e 10,0 litros de água por litro de leite processado (QASIM & MANE, 2013). Em consequência desse alto volume de água utilizado há a geração de elevada quantidade de efluentes, os quais são caracterizados por conterem altos teores de matéria orgânica e nutrientes (KUSHWAHA *et al.*, 2010), além de gorduras e sólidos suspensos (FARIZOGLU; UZUNER, 2011). Essas águas residuárias são originadas essencialmente devido às perdas não acidentais de leite ou produtos lácteos em diferentes unidades de processamento, bem como a partir da limpeza e da lavagem de pisos e equipamentos (LATEEF *et al.*, 2013) que carregam os detritos de leite presente nesses locais, representando a principal fonte de poluição nessas indústrias, que, sem o cuidado adequado, caracterizam-se como potenciais riscos ambientais.

Como resposta às legislações ambientais e aos padrões de lançamentos de efluentes mais rigorosos (SUÁREZ *et al.*, 2014), as indústrias passaram a buscar processos de produção mais eficientes e sustentáveis. Por conseguinte, a utilização de resíduos tratados vem se tornando uma opção econômica e ambientalmente viável, pois a adoção desta prática pode efetivamente reduzir os custos e a demanda por água e, em consequência, a quantidade de efluente gerado (KLEMES, 2012), resultando também na disponibilidade do volume economizado para fins mais nobres e na redu-

ção dos impactos ambientais dos setores industriais. Na indústria, a água de reúso pode ser utilizada na limpeza de pisos e calçadas, bem como em diversas etapas do processo de produção, a exemplo: torres de resfriamento, condensadores, água de processos e alimentação de caldeira. Todavia, os sistemas de tratamento que visam essa prática devem garantir a remoção da carga poluente a um nível que seja compatível com as exigências de qualidade da água para o uso pretendido (QUAGLIA *et al.*, 2013).

Embora essa reutilização na indústria de alimentos tenha sido limitada por muitos anos devido à restrição de regulamentos (CASANI *et al.*, 2005), a Comissão Internacional do Codex Alimentarius (CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, 2001) surgiu para auxiliar essa prática por meio de um projeto com orientações sobre higiene para o reúso de água de processamento, na qual são incluídas definições, recomendações e exemplos de reúso de água. No entanto, para evitar o risco de contaminações nos laticínios, deve-se controlar o uso de efluentes tratados quando há a possibilidade de contato direto com a matéria-prima (ANDRADE, 2011), uma vez que a água usada na cadeia produtiva do leite, desde a ordenha do animal até a sanitização e manutenção dos equipamentos, tem influência direta sobre a inocuidade, qualidade e segurança dos produtos lácteos (KAMIYAMA & OTENIO, 2013).

Nesse contexto é importante avaliar o cuidado a ser empregado de acordo com a qualidade do efluente a ser utilizado (DANTAS & SALES, 2009), levando-se em consideração os critérios e padrões de exigência correspondentes à finalidade do reúso. Tendo em vista o volume de resíduos produzidos pelas indústrias de laticínios e, conseqüentemente, os impactos ambientais causados pelo lançamento deles nos corpos hídricos, este estudo teve como objetivo avaliar a viabilidade do aproveitamento de efluentes tratados oriundos de laticínios na própria indústria, com base nos regulamentos para o reúso industrial, nas características dos detritos e nos respectivos tratamentos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

No presente estudo foi empregado o método de revisão bibliográfica sistemática, considerando o tema utilização de efluentes tratados em indústrias de laticí-

nios. Para tanto, foram empregadas as bases de dados da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Scientific Electronic Library Onli-



ne (Scielo) e Science Direct. Na pesquisa, foram usados como palavras-chave os termos: indústria de laticínios, reúso e tratamento, nos idiomas português e inglês.

A análise do material reunido foi feita tendo em vista a caracterização dos efluentes em termos físico-químicos, os principais métodos utilizados no tratamento de resíduos líquidos provenientes de laticínios e as legislações e normativas usadas para implementação do reúso nesse setor. A partir dos dados levantados foi realizada uma avaliação do potencial de utilização do efluente tratado, considerando a qualidade mínima exigida por um processo, via legislações e normativas.

Os parâmetros empregados para avaliar essa possibilidade foram: potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg/L), sólidos suspensos totais – SST (mg/L), turbidez (NTU) e coliformes termotolerantes (NMP/100 mL). Quanto ao desempenho dos sistemas de tratamentos para efluentes de laticínios, verificou-se a taxa de remoção alcançada para os seguintes processos: coagulação-floculação

e biodegradação aeróbia; coagulação e biodegradação aeróbia; coagulação e biorreator por membrana; coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa; reator descontínuo sequencial de biofilme; lodo ativado; reator em batelada com fase anaeróbia e aeróbia; processo de oxidação fotocatalítica; e eletrocoagulação.

Foram utilizadas também informações contidas em documentos normativos relacionados ao reúso industrial, a saber: Resolução nº 54/2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH (BRASIL, 2005), Norma Brasileira 13969 – NBR 13969 (ABNT, 1997), Regulamento Espanhol para Reúso de Água e o Real Decreto Espanhol nº 1.620 (ESPANHA, 2007), Guia para Reúso de Água dos Estados Unidos (EPA, 2012), Guia de Reúso de Água para Empresas de Alimentos de Nova Gales do Sul (AUSTRÁLIA, 2008), Diretrizes Ambientais para o Uso da Água Reciclada da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002) e o Código de Prática para o Uso de Água Recuperada da British Columbia (CANADÁ, 2013).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

A escolha do tratamento adequado para efluentes provenientes de laticínios é realizada de acordo com as características desses e deve, também, atender aos requisitos de qualidade presentes em normas e diretrizes destinadas ao reúso industrial (Quadro 1). Embora a reutilização seja reconhecida como uma prática e coeficiente que contribui para a melhoria da gestão sustentável da água nas indústrias (SA-NGUANDUAN & NITITVATTANANON, 2011), no Brasil, ainda não há regulamentos que definam parâmetros e restrições para o aproveitamento de efluentes tratados (CALHEIROS *et al.*, 2010). No que se refere a regulamentos brasileiros, a Resolução nº 54/2005 do CNRH (BRASIL, 2005) estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso não potável de água, todavia não define padrões de qualidade. Já a NBR 13969 (ABNT, 1997) dispõe sobre os requisitos de qualidade do efluente a ser aproveitado, porém somente para fins que exigem qualidade de água não potável; logo, regulamentos internacionais vêm sendo utilizados para suprir tal carência e auxiliar a implementação dessa prática no país.

Quando avaliados os efluentes provenientes de laticínios, a concentração e a composição podem variar

significativamente dependendo do tipo de produto a ser fabricado, dos procedimentos operacionais usados no processamento de produtos à base de leite (RAD & LEWIS, 2014), bem como do tamanho da planta industrial, do tipo de limpeza realizada no local e do volume de água utilizado no processo de fabricação da matéria-prima. Em geral, os efluentes de laticínios são caracterizados por conter elevadas concentrações, em especial de material orgânico, tais como: lactose, lipídios, caseína e outras proteínas (PASSEGGI *et al.*, 2012), alto teor de DBO e demanda química de oxigênio (DQO), elevadas concentrações de sólidos em suspensão e óleos e graxas (FARIZOGLU; UZUNER, 2011). No entanto, quando se trata de reúso industrial, outros parâmetros também devem ser considerados, como pH, SST, turbidez e coliformes termotolerantes.

Quando analisado o pH das diferentes indústrias de laticínios (Tabela 1), é possível observar sua variação entre 3,3 e 7,5 (RIVAS *et al.*, 2010; CHEN & LIU, 2012; SIRIANUNTAPIBOON *et al.*, 2005; SARKAR *et al.*, 2006; ABREU *et al.*, 2013; GERALDINO *et al.*, 2015; PORWAL *et al.*, 2015). Para esse parâmetro, são vários regulamentos e normativas que determinam limites. A norma brasileira NBR 13969 (ABNT, 1997) estabelece valo-

res limites entre 6 e 8 visando à utilização do efluente tratado em lavagem de carros e outros usos que tenham contato direto com o usuário. O Guia para Reúso de Água dos Estados Unidos da América (resfriamento sem recirculação e torres de resfriamento) (EPA, 2012)

e o Código de Prática para o Uso de Água Recuperada de British Columbia (torres de resfriamento, água de processo e alimentação de caldeira) (CANADÁ, 2013) estabelecem o mesmo valor limite (entre 6 e 9), entretanto para fins diferentes:

**Quadro 1 – Especificações para o uso de efluente industrial de acordo com a finalidade.**

Usos finais	Requisitos de qualidade do efluente	Regulamentação/país
Lavagem de carros e outros usos em que há contato direto com o usuário	pH entre 6 e 8; sólidos dissolvidos totais < 200 mg/L; turbidez < 5 NTU; coliformes termotolerantes < 200 NMP/100 mL	NBR 13969 (1997)/Brasil
Lavagem de pisos e calçadas; irrigação dos jardins; manutenção dos lagos e canais paisagísticos, exceto chafarizes	turbidez < 5 NTU; coliformes termotolerantes < 500 NMP/100 mL	NBR 13969 (1997)/Brasil
Descarga em vasos sanitários	turbidez < 10 NTU; coliformes termotolerantes < 500 NMP/100 mL	NBR 13969 (1997)/Brasil
Processo e águas de lavagem para a indústria de alimentos	sólidos suspensos totais = 35 mg/L	Regulamentação Espanhola para Reúso de Água – Real Decreto 1.620 (ESPANHA, 2007)/Espanha
Torres de resfriamento e condensadores	sólidos suspensos totais = 5 mg/L; turbidez = 1 NTU	Regulamentação Espanhola para Reúso de Água – Real Decreto 1.620 (ESPANHA, 2007)/Espanha
Resfriamento sem recirculação	pH entre 6 e 9; DBO <sub>5</sub> ≤ 30 mg/L; sólidos suspensos totais ≤ 30 mg/L; coliformes termotolerantes ≤ 200 NMP/100 mL	Guia para Reúso de Água – EPA (2012)/ Estados Unidos
Torres de resfriamento	pH entre 6 e 9; DBO <sub>5</sub> ≤ 30 mg/L; sólidos suspensos totais ≤ 30 mg/L; coliformes termotolerantes ≤ 200 NMP/100 mL	Guia para Reúso de Água (EPA, 2012)/Estados Unidos
Áreas de contato direto com os alimentos ou superfícies de contato com alimentos	pH entre 6,5 e 8,5; turbidez < 1 NTU (95%) < 5 NTU (máx.)	Guia de Reúso de Água para Empresas de Alimentos (AUSTRÁLIA, 2008)/Austrália/Nova Gales do Sul
Áreas de contato não alimentar	pH entre 6,5 e 8,5; turbidez < 5 NTU (95%)	Guia de Reúso de Água para Empresas de Alimentos (AUSTRÁLIA, 2008)/Austrália/Nova Gales do Sul
Processo industrial de sistema aberto (com possível contato humano)	pH entre 5,5 e 8,0; DBO <sub>5</sub> < 50 mg/L; coliformes termotolerantes < 100 NMP/100 mL	Diretrizes Ambientais para o Uso da Água Reciclada (AUSTRÁLIA, 2002)/ Austrália/Tasmânia
Processo industrial de sistema fechado (sem contato humano)	pH entre 5,5 e 8,0; DBO <sub>5</sub> < 80 mg/L; coliformes termotolerantes < 10.000 NMP/100 mL	Diretrizes Ambientais para o Uso da Água Reciclada (AUSTRÁLIA, 2002)/ Austrália/Tasmânia
Torres de resfriamento, água de processo e alimentação de caldeira	pH entre 6 e 9; DBO <sub>5</sub> ≤ 45 mg/L; sólidos suspensos totais ≤ 45 mg/L; coliformes termotolerantes < 200 NMP/100 mL	Código de Prática para o Uso de Água Recuperada (CANADÁ, 2013)/ Canadá/British Columbia

DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxigênio; pH: potencial hidrogeniônico.

- resfriamento sem recirculação e torres de resfriamento;
- torres de resfriamento, água de processo e alimentação de caldeira.

Já as Diretrizes Ambientais para o Uso da Água Reciclada da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002) estabelecem limites menores para o pH (entre 5,5 e 8,0), tendo em vista a reutilização no processo industrial com possível contato humano.

Para o teor de matéria orgânica dos efluentes de laticínios estudados (Tabela 1), em termos de  $DBO_5$  verifica-se um amplo intervalo entre as concentrações — de 475 a 14.800 mg/L (RIVAS *et al.*, 2010; RIVAS *et al.*, 2011; SIRIANUNTAPIBOON *et al.*, 2005; SARKAR *et al.*, 2006; BERNAL *et al.*, 2008; ABREU *et al.*, 2013; GERALDINO *et al.*, 2015; PORWAL *et al.*, 2015). Essa variação ocorre devido ao tipo de processamento e produto final (KARADAG *et al.*, 2015), sendo o conteúdo de lactose e gordura o principal responsável por sua formação (CARVALHO *et al.*, 2013). Sobre o aproveitamento do efluente industrial, a NBR 13969 (ABNT, 1997) não esta-

belece limites para as concentrações de matéria orgânica ( $DBO_5$ ). Porém, a legislação norte-americana (EPA, 2012) sugere que a  $DBO_5$  seja  $\leq 30$  mg/L para os dois tipos de reúso especificados pelo guia, a saber: resfriamento sem recirculação e torres de resfriamento. Já na regulamentação de British Columbia (CANADÁ, 2013) é recomendada concentração  $\leq 45$  mg/L para reúso em torres de resfriamento, água de processo e alimentação de caldeira. Para a utilização do efluente no processo industrial de sistema fechado (sem contato humano) a concentração de  $DBO_5$  deve ser  $< 80$  mg/L, de acordo com as diretrizes da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002).

Para os SST relatam-se concentrações entre 124,29 e 3.317,00 mg/L (RIVAS *et al.*, 2010; SARKAR *et al.*, 2006; BERNAL *et al.*, 2008; PORWAL *et al.*, 2015) (Tabela 1). Se considerada a utilização de efluente, a norma brasileira (NBR 13969 – ABNT, 1997) também não estabelece requisitos de qualidade para os SST. No entanto, a U.S. Environmental Protection Agency – USEPA (EPA, 2012) recomenda concentração máxima de 30 mg/L para este parâmetro, visando o reúso em torres de resfriamento, enquanto no Código de Prática para o Uso de Água Recuperada British Columbia (CANADÁ, 2013),

**Tabela 1 – Características dos efluentes provenientes de laticínios.**

Produto final	pH	$DBO_5$ (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	Referências
Queijo	4,23	6.342	3.317	1.557	ND	Rivas <i>et al.</i> (2010)
Queijo	ND	14.800	ND	1.331	ND	Rivas <i>et al.</i> (2011)
Leite e sorvete	6,07–7,10	ND	ND	145	ND	Chen & Liu (2012)
Leite e produtos lácteos	6	4.000	ND	ND	ND	Sirianuntapiboon <i>et al.</i> (2005)
Leite e produtos lácteos	5,5–7,5	475	425	22,5	ND	Sarkar <i>et al.</i> (2006)
Leite e produtos lácteos	ND	620,33	124,29	194	2,9E+09	Bernal <i>et al.</i> (2008)
Leite e produtos lácteos	5,56	825	ND	ND	1,4E+03	Abreu <i>et al.</i> (2013)
Leite e produtos lácteos	3,3	4.670	ND	1.347	ND	Geraldino <i>et al.</i> (2015)
Leite e produtos lácteos	5,73	1.010	1470,7	1049,4	ND	Porwal <i>et al.</i> (2015)

pH: potencial hidrogeniônico;  $DBO_5$ : demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; ND: não disponível.

a concentração não deve ser maior do que 44 mg/L. Já o limite determinado pelo regulamento espanhol (Real Decreto nº 1.620 – ESPANHA, 2007) para a mesma finalidade é ainda menor (5 mg/L).

Quanto à turbidez, os valores encontrados nos estudos variaram entre 22,5 e 1.557,0 NTU (Tabela 1) (RIVAS *et al.*, 2010; RIVAS *et al.*, 2011; CHEN & LIU, 2012; SARKAR *et al.*, 2006; BERNAL *et al.*, 2008; GERALDINO *et al.*, 2015; PORWAL *et al.*, 2015). Segundo a NBR 13969 (ABNT, 1997) a concentração desse parâmetro no efluente deve ser menor que 5 NTU para seu aproveitamento em lavagem de carros e outros usos com contato direto com o usuário, e menor que 10 NTU para descarga em vasos sanitários. O Guia de Reúso de Água para Empresas de Alimentos de Nova Gales do Sul (AUSTRÁLIA, 2008) também sugere que a turbidez seja menor que 5 NTU, porém para o uso em áreas de contato direto com os alimentos ou superfícies de contato com alimentos. A menor concentração de turbidez (1 NTU) requerida entre os regulamentos está presente na normativa espanhola (ESPANHA, 2007), que visa à utilização do efluente em torres de resfriamento e condensadores.

Quanto aos coliformes termotolerantes (Tabela 1), foi constatada concentração mínima de 1,4 E+03 NMP/100 mL e máxima de 2,9 E+09 NMP/100 mL nos efluentes de indústrias de leite e derivados (ABREU *et al.*, 2013; BERNAL *et al.*, 2008). A NBR 13969 (ABNT, 1997) recomenda que a concentração de coliformes termotolerantes seja menor que 200 NMP/100 mL para utilização em lavagem de veículos e outras práticas que necessitem de contato direto com o indivíduo. A legislação da British Columbia (CANADÁ, 2013) indica o mesmo valor de concentração, porém para o uso em torres de resfriamento, alimentação de caldeira e água de processo. Já para a regulamentação da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002), a concentração de coliformes termotolerantes deve ser menor do que 10.000 NMP/100 mL para o aproveitamento do efluente no processo industrial de sistema fechado (sem contato humano).

Por meio da caracterização do efluente, pode-se verificar que em algumas indústrias os valores encontrados de pH estão dentro dos padrões presentes nas normativas que visam sua utilização. No entanto, quando analisados os demais parâmetros (DBO<sub>5</sub>, SST, turbidez e coliformes termotolerantes), verifica-se que eles

se encontram acima dos limites estabelecidos pelos regulamentos, de maneira que, quando pretendido o reúso industrial, há a necessidade de submeter os efluentes gerados a tratamentos que empreguem tecnologias capazes de ajustar o pH e remover os demais poluentes, às concentrações estabelecidas pelas normativas e resoluções.

Em razão da concentração e do volume dos despejos industriais variarem amplamente, dependendo dos processos de fabricação empregados e dos métodos de controle dos despejos (MENDES *et al.*, 2004), a caracterização de resíduos se torna uma tarefa básica para o equacionamento adequado do problema de tratamento, pois a partir dessas informações podem ser adotados métodos de tratamentos físicos, químicos ou biológicos, que sejam eficientes na remoção dos poluentes presentes nos efluentes de laticínios.

Para redução de DBO<sub>5</sub> e DQO existem várias tecnologias possíveis. Rivas *et al.* (2010), ao empregarem o processo de coagulação-floculação seguido de biodegradação aeróbia em uma indústria de queijo, atingiram uma remoção de até 60%. Como coagulante foi adotado o FeSO<sub>4</sub>, que apresentou maior eficiência quando comparado aos demais coagulantes usados no estudo (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> e FeCl<sub>3</sub>). Após essa etapa, o efluente passou por tratamento aeróbio, para alcançar maior redução da matéria orgânica (99% de DBO<sub>5</sub> e 96% de DQO). Rivas *et al.* (2011) realizaram um estudo utilizando NaOH e CaOH<sub>2</sub> como coagulantes no tratamento de efluente semelhante e obtiveram resultados similares aos anteriores, alcançando uma remoção de 50% de DBO<sub>5</sub> e DQO. Para obter maior remoção da matéria orgânica, o efluente foi submetido a um tratamento biológico aeróbio, obtendo remoção final de 96% de DBO<sub>5</sub>.

O processo de coagulação também foi empregado como pré-tratamento em efluentes de produtos como leite e sorvete, Chen e Liu (2012) obtiveram uma redução de 98,95% de turbidez usando o coagulante PAC (hidroxicloreto de alumínio). Os autores Sarkar *et al.* (2006) avaliaram a eficiência da coagulação e da adsorção, e os resultados mostraram que a partir da combinação dessas duas tecnologias foi possível reduzir 57% dos sólidos dissolvidos totais e 62% de DQO. O efluente pré-tratado foi submetido à osmose reversa, alcançando redução de 98% na DQO. Formentini-Schmitt *et al.* (2013) obtiveram uma remoção de 93,3% de turbidez por meio da coagulação, floculação e sedimentação



(CFS) para esses efluentes. No entanto, esse processo não foi eficiente na remoção de DQO (39,4%), justificando a necessidade de um tratamento subsequente (ultrafiltração direta).

Quando se trata de remoção de matéria orgânica, o tratamento físico-químico não é um processo eficiente para atender aos padrões preconizados pelas normativas (para os parâmetros DBO<sub>5</sub> e DQO presentes no efluente de laticínios, em razão da elevada carga). No entanto, o tratamento biológico deve atender alguns aspectos importantes, tais como a remoção da matéria orgânica e a estabilidade de compostos químicos orgânicos de difícil degradação. Existe ainda a possibilidade de redução da matéria orgânica em até 99%, quando se empregam reatores aeróbios e a ultrafiltração (FARIZOGLU; UZUNER, 2011). Andrade *et al.* (2013) analisaram também a aplicabilidade de um biorreator aeróbio de membrana e alcançaram a eficiência de remoção de 99% para DQO.

Outros sistemas de tratamento, como lodo ativado, também foram empregados para a remoção de matéria orgânica, alcançando a remoção de 95% de DBO<sub>5</sub> (LATEEF *et al.*, 2013). E quando esse sistema de tratamento foi associado à filtração, a redução foi de 85,15% de DBO<sub>5</sub>, e ainda 99,54% de SST e 99,79% de turbidez (PORWAL *et al.*, 2015). Reatores descontínuos sequenciais de biofilme também se apresentam como uma alternativa, promovendo a remoção de 89% de DQO, 83% de DBO<sub>5</sub>, e ainda 82% de óleo e graxa (SIRIANUN-TAPIBOON *et al.*, 2005).

Além dos processos aeróbios, os anaeróbios provaram também ser eficientes para tratamento de efluentes lácteos (OMIL *et al.*, 2003). A exemplo, empregando-se reatores anaeróbios de batelada sequencial é possível alcançar uma remoção de DQO de 92,8% (SANTANA *et al.*, 2016). O filtro anaeróbio também é uma tecnologia utilizada, conseguindo remover entre 80 e 90% de DQO (GANNOUN *et al.*, 2008). Há, ainda, tratamentos

que empregam tanto um sistema quanto outro e a taxa de remoção pode ser aumentada. Reatores em batelada com fases anaeróbia e aeróbia alcançaram a remoção de 88,6% para sólidos dissolvidos totais, 91,4% para turbidez, 97,3% para DBO<sub>5</sub> e 99,9% para os coliformes termotolerantes (BERNAL *et al.*, 2008).

Há também outros processos não convencionais, como nanofiltração (NF), microfiltração, ultrafiltração, osmose reversa e eletrocoagulação, que vêm sendo utilizados no tratamento de efluentes industriais, em especial os da indústria de laticínios, objetivando produzir resíduos com qualidade que não somente atenda aos padrões de lançamento, mas também permita o seu reúso. Biorreatores por membrana (MBR), seguidos de NF, mostraram uma eficiência de 99,9% para remoção de DQO e de 93,1% para remoção de sólidos totais (ANDRADE *et al.*, 2014). A partir dessa remoção, o efluente tratado final cumpre as normas exigidas para sua reutilização, na refrigeração e na geração de vapores, podendo ainda ser reusado para a lavagem de pisos, áreas externas e caminhões. Processos de eletrocoagulação também foram empregados e as taxas de remoção alcançadas foram de 99,98% para a turbidez, 94,90% para a cor, e 96,36% para a DQO. E quando empregado o processo de oxidação fotocatalítica (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/ZnO), a remoção alcançada foi de 100% para o parâmetro coliformes termotolerantes (GERALDINO *et al.*, 2015).

Esses tratamentos, além de oferecerem eficiência na remoção de parâmetros determinantes para o lançamento em corpos hídricos, podem também produzir efluentes de excelente qualidade para o reúso nas indústrias de laticínios. Outras vantagens podem ser obtidas com o seu uso, como a operação contínua e o reduzido uso de substâncias químicas. O Quadro 2 apresenta o desempenho dos sistemas de tratamento dos efluentes analisados neste estudo, composto pelos parâmetros presentes nas legislações pertinentes ao reúso industrial.

## Potencial de aproveitamento industrial de efluentes provenientes de laticínios

A avaliação do potencial de utilização dos efluentes de laticínios foi realizada comparando-se as características desses, após o tratamento, com os requisitos de qualidade estabelecidos em regulamentos específicos. Ao avaliar o pH dos efluentes estudados pelos autores Rivas *et al.* (2010), Sarkar *et al.* (2006),

Porwal *et al.* (2015) e Geraldino *et al.* (2015), foi possível verificar que os valores encontrados para este parâmetro estão de acordo com os requisitos preconizados na normativa brasileira (ABNT, 1997), nos regulamentos norte-americano (EPA, 2012) e canadense (CANADÁ, 2013), no Guia de Reúso de Nova



Gales do Sul (AUSTRÁLIA, 2008) e na legislação da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002) (Figura 1).

Em relação à remoção da DBO (Figura 2), o sistema de tratamento composto por coagulação-floculação e biodegradação aeróbia conseguiu reduzir a DBO<sub>5</sub> para 63,42 mg/L (RIVAS *et al.*, 2010), quantidade suficiente para atender aos requisitos para utilização em processo em que não haja contato humano exigidos na legislação da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002). Já os efluentes que foram submetidos aos tratamentos compostos por coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa (SARKAR *et al.*, 2006) e reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia (BERNAL *et al.*, 2008) reduziram a concentração de DBO<sub>5</sub> do efluente para 9,50 e 16,75 mg/L, respectivamente. Por meio dos

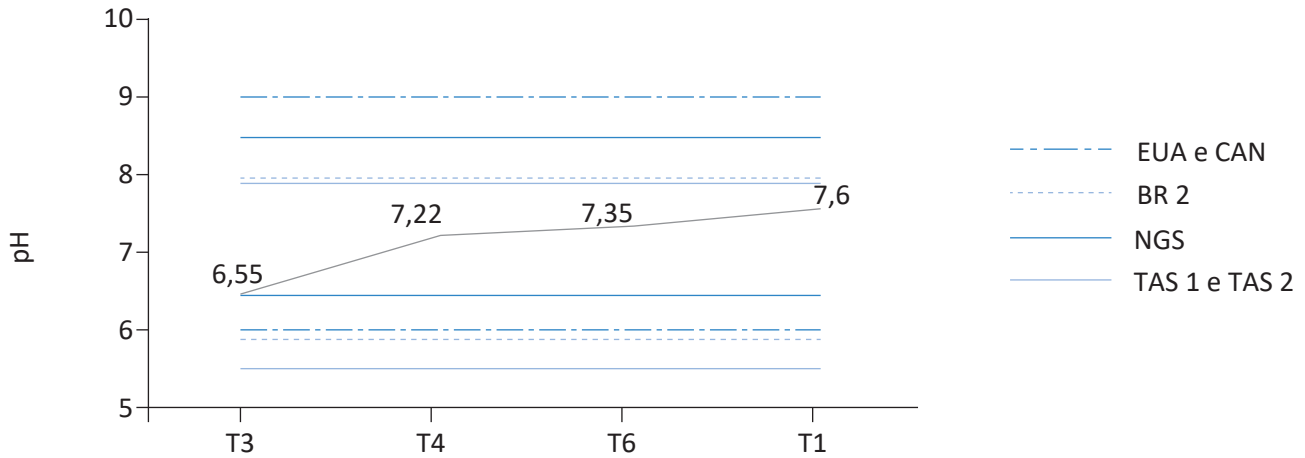
tratamentos foi possível atender aos requisitos de qualidade presentes nos regulamentos dos Estados Unidos (EPA, 2012), da Tasmânia (AUSTRÁLIA, 2002) e da British Columbia (CANADÁ, 2013). Em contrapartida, os efluentes estudados por Rivas *et al.* (2011), Sirianuntapiboon *et al.* (2005) e Porwal *et al.* (2015) apresentaram concentrações de DBO<sub>5</sub> pós-tratamento de 592, 440 e 150 mg/L, respectivamente, e não atenderam aos limites indicados para esse parâmetro.

Em relação à concentração de SST, a partir do tratamento composto por reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia (BERNAL *et al.*, 2008) e por lodo ativado (PORWAL *et al.*, 2015), as concentrações passaram de 124,29 para 14,17 mg/L e de 1.470,70 para 6,77 mg/L, respectivamente (Figura 3). Esses resultados foram suficientes para aten-

**Quadro 2 – Desempenho dos sistemas de tratamento para efluentes em indústrias de laticínios.**

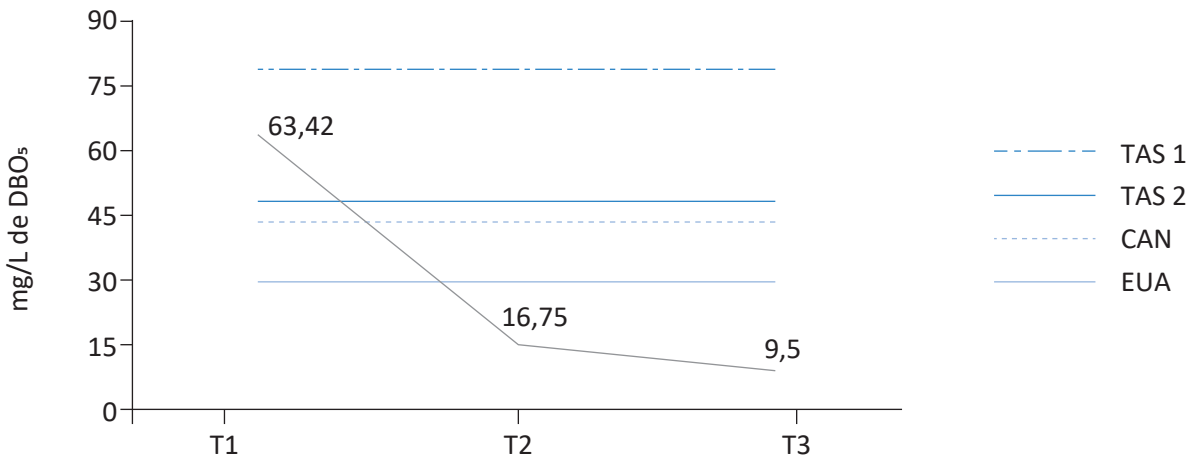
Origem do efluente final	Sistema de tratamento	Remoção (%)	pH após tratamento	Referência
Queijo	Coagulação-floculação e biodegradação aeróbia	DBO <sub>5</sub> : 99 Turbidez: 99	7,6	Rivas <i>et al.</i> (2010)
Queijo	Coagulação e biodegradação aeróbia	DBO <sub>5</sub> : 96	ND	Rivas <i>et al.</i> (2011)
Leite e sorvete	Coagulação e biorreator por membrana	Turbidez: 98 e 95	ND	Chen & Liu (2012)
Leite e produtos lácteos	Reator descontínuo sequencial de biofilme	DBO <sub>5</sub> : 89	ND	Sirianuntapiboon <i>et al.</i> (2005)
Leite e produtos lácteos	Coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa	DBO <sub>5</sub> : 98 SST: 100 Turbidez: 100	6,55	Sarkar <i>et al.</i> (2006)
Leite e produtos lácteos	Reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia	DBO <sub>5</sub> : 97,3 SST: 88,6 Turbidez: 91,4 Coliformes termotolerantes: 99,9	ND	Bernal <i>et al.</i> (2008)
Leite e produtos lácteos	Processo de oxidação fotocatalítica (UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /ZnO)	Coliformes termotolerantes: 100	ND	Abreu <i>et al.</i> (2013)
Leite e produtos lácteos	Eletrocoagulação	Turbidez: 99,98	7,35	Geraldino <i>et al.</i> (2015)
Leite e produtos lácteos	Lodo ativado	DBO <sub>5</sub> : 85,15 SST: 99,54 Turbidez: 99,79	7,22	Porwal <i>et al.</i> (2015)

DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; ND: não disponível; pH: potencial hidrogeniônico. Os valores estão expressos em mg/L — exceto turbidez (NTU) e coliformes termotolerantes (NMP/100 mL).



pH: potencial hidrogeniônico; EUA: limite indicado pela normativa norte-americana; CAN: limite sugerido pela normativa canadense; BR: limite sugerido pelo regulamento brasileiro; NGS: limite preconizado pela normativa de Nova Gales do Sul; TAS 1: limite recomendado pela normativa da Tasmânia para reúso em processo fechado; TAS 2: limite requerido pela normativa da Tasmânia para reúso em processo aberto.

**Figura 1 – Valores de pH alcançados quando submetidos aos tratamentos de coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa (T3); lodo ativado (T4); eletrocoagulação (T6) e coagulação-floculação e biodegradação aeróbia (T1), atendendo aos padrões das normativas norte-americana e canadense e aos regulamentos de Nova Gales do Sul, brasileiro e da Tasmânia para reúso em processo fechado e em processo aberto.**



DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxigênio; TAS 1: limite preconizado pela normativa da Tasmânia para reúso em processo fechado; TAS 2: limite requerido pela normativa da Tasmânia para reúso em processo aberto; CAN: limite sugerido pela normativa canadense; EUA: limite estabelecido pela normativa norte-americana.

**Figura 2 – Níveis de remoção alcançados para o parâmetro demanda bioquímica de oxigênio empregando-se a coagulação-floculação e biodegradação aeróbia (T1); o reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia (T2); e a coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa (T3), e que atenderam as concentrações limites estabelecidas pelas normativas da Tasmânia para reúso em processo fechado e para reúso em processo aberto; e pelos regulamentos canadense e norte-americano.**

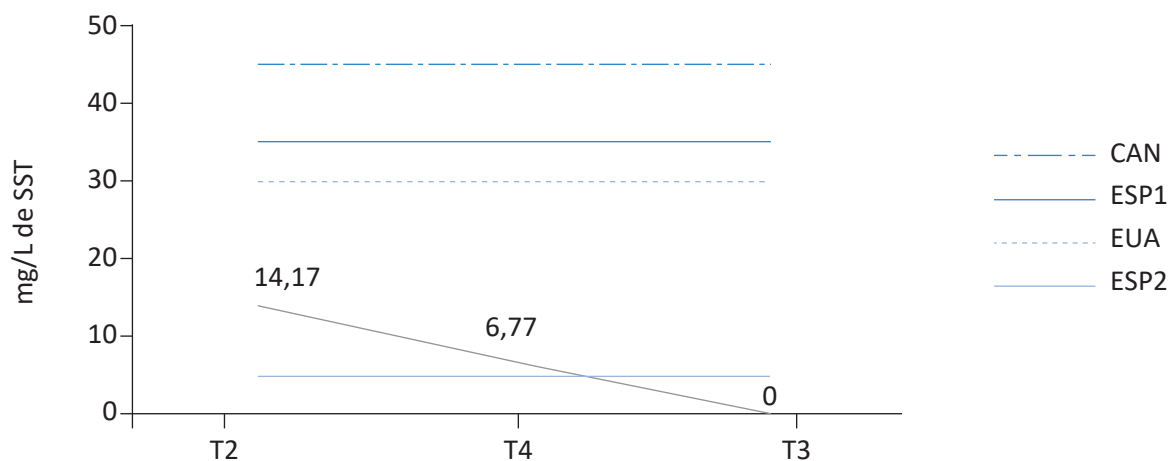
der ao determinado pelo regulamento espanhol (Real Decreto nº 1.620, ESPANHA, 2007) — exceto para o uso em torres de resfriamento e condensadores, que estabelece o limite de 5 mg/L —, pelo Guia para Reúso de Água dos Estados Unidos (EPA, 2012) e pelo Código de Prática para o Uso de Água Recuperada da British Columbia (CANADÁ, 2013). O tratamento empregado por Sarkar *et al.* (2006), que consistiu em coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa, obteve a remoção de 100% dos SST, atendendo aos padrões de qualidade de todos os regulamentos citados neste estudo (Figura 3).

Quanto à turbidez dos efluentes de laticínios, pesquisas demonstraram que é possível alcançar concentrações reduzidas, de 1,52 NTU (CHEN & LIU, 2012) e de 2,20 NTU (PORWAL *et al.*, 2015), empregando a coagulação (Figura 4). Esses valores atendem aos padrões determinados pela NBR 13969 (ABNT, 1997) e pelo Guia de Reúso de Água para Empresas de Alimento de Nova Gales do Sul (AUSTRÁLIA, 2008). Os efluentes submetidos ao processo de coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa e eletrocoagulação alcançaram remoção de 100%, ou aproximadamente, da turbidez (SARKAR *et al.*, 2006; GERALDINO *et al.*, 2015), atendendo aos regulamentos de Nova Gales do

Sul (NGS) (AUSTRÁLIA, 2008) e do Brasil (ABNT, 1997), além do espanhol (Real Decreto nº 1.620 – ESPANHA, 2007). Por outro lado, os tratamentos empregados por Rivas *et al.* (2010) e Bernal *et al.* (2008) não alcançaram nenhum dos padrões exigidos para esse parâmetro (15,57 e 16,70 NTU, respectivamente).

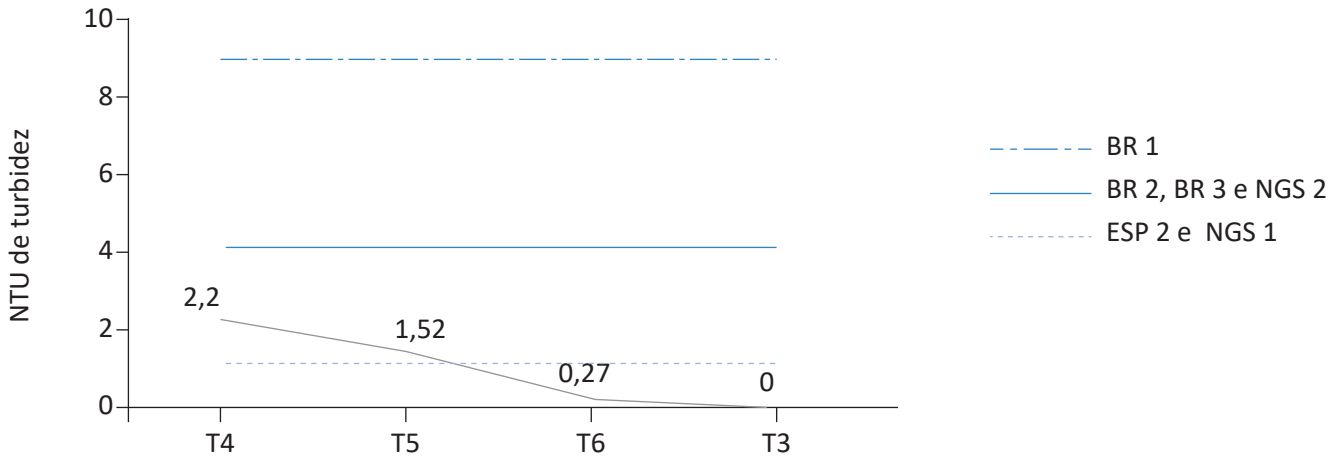
Ao analisar a concentração de coliformes termotolerantes (2,9 E+06 MNP/100 mL) detectada após tratamento (Figura 5) foi constatado que não houve atendimento a nenhum limite indicado para este parâmetro (BERNAL *et al.*, 2008) pelos regulamentos de reúso industrial. Em contrapartida, o efluente tratado pelo processo de oxidação fotocatalítica (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/ZnO) obteve 100% de remoção de coliformes termotolerantes (ABREU *et al.*, 2013), atendendo a norma brasileira (NBR 13969 – ABNT, 1997) e os regulamentos australiano (AUSTRÁLIA, 2002), canadense (CANADÁ, 2013) e norte-americano (EPA, 2012).

Estudos mostram que alguns tratamentos não foram eficientes no que diz respeito ao atendimento dos requisitos de qualidade presentes nas legislações de reúso industrial. No entanto, há tecnologias capazes de alcançar os padrões de qualidade exigidos para sua utilização mesmo que os efluentes possuam altas concentrações de poluentes.



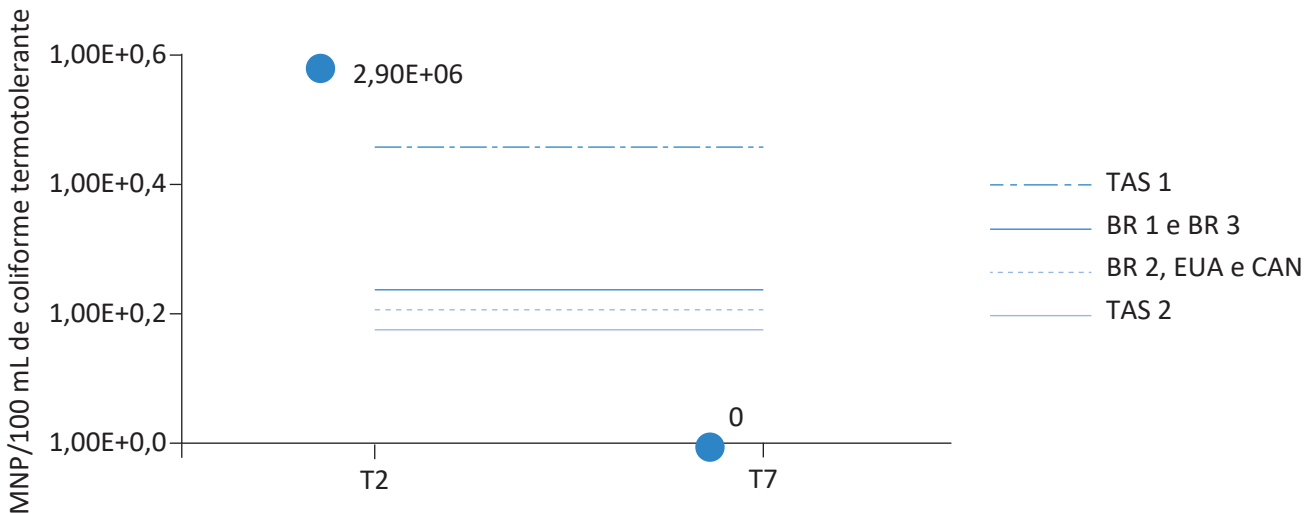
SST: sólidos suspensos totais; CAN: limite indicado pela normativa canadense; EUA: limite preconizado pela normativa norte-americana; ESP 1: limite indicado pela regulamentação espanhola para águas de lavagem; ESP 2: limite preconizado pela normativa espanhola para reúso em torres de resfriamento e condensadores.

**Figura 3 – Taxas de remoção para os sólidos suspensos totais em efluentes de laticínios quando empregados os seguintes tratamentos: reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia (T2); lodo ativado (T4); coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa (T3) e atendimento ao preconizado pelos regulamentos do Canadá, da Espanha e dos Estados Unidos (EUA).**



BR 1: limite requerido pela norma brasileira para fins de descarga em vasos sanitários; BR 2: limite recomendado pela norma brasileira para lavagem de carros e outras práticas com contato direto com o usuário; BR 3: limite indicado pela normativa brasileira para lavagem de pisos e calçadas, irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais paisagísticos; NGS 2: limite preconizado pela normativa australiana para utilização em áreas de contato não alimentar; NGS 1: limite preconizado pela normativa australiana para utilização em áreas de contato não alimentar; ESP 2: limite preconizado pela normativa espanhola para reúso em torres de resfriamento e condensadores.

**Figura 4 – Concentrações de turbidez encontradas em efluentes de laticínio submetidos aos tratamentos de lodo ativado (T4); coagulação e biorreator por membrana (T5); eletrocoagulação (T6); e coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa (T3). Os valores encontrados atenderam as resoluções brasileira e australiana.**



TAS 1: limite preconizado pela normativa da Tasmânia para reúso em processo fechado; BR 1: limite requerido pela normativa brasileira para fins de descarga em vasos sanitários; BR 3: limite indicado pela normativa brasileira para lavagem de pisos e calçadas, irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais paisagísticos; BR 2: limite recomendado para lavagem de veículos e outros usos com contato direto com o usuário; EUA: limite estabelecido pela normativa norte-americana; CAN: limite sugerido pela normativa canadense; TAS 2: limite requerido pela normativa da Tasmânia para reúso em processo aberto.

**Figura 5 – Concentração de coliformes termotolerantes em efluentes de laticínios pós-tratamento empregando-se processo de reator em batelada com fases anaeróbia e aeróbia (T2) e quando submetido à oxidação fotocatalítica (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/ZnO) (T7). No segundo caso, atendeu a todas as normativas (da Tasmânia, do Brasil, dos Estados Unidos e do Canadá); no primeiro caso, por sua vez, a remoção alcançada não atendeu a nenhuma das normas ou regulamentos para reúso industrial.**

## CONCLUSÕES

A característica do efluente nas indústrias de laticínios pode variar dependendo do produto final a ser obtido, assim como das tecnologias empregadas no processamento da matéria-prima. A partir dessa caracterização é possível escolher técnicas de tratamentos capazes de alcançar os padrões de qualidade exigidos nos regulamentos para o reúso industrial. Embora os efluentes dessas indústrias apresentem concentrações físico-químicas variadas, eles possuem potenciais de utilização após a aplicação de tratamentos capazes de ajustar o pH e remover a DBO (mg/L), os SST (mg/L), a turbidez (NTU) e os coliformes termotolerantes (NMP/100 mL).

Entre os tratamentos estudados, os que atenderam as normativas empregadas, em termos de pH, foram: coagulação-floculação e biodegradação aeróbia; coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa; lodo ativado; e eletrocoagulação. No que diz respeito à DBO<sub>5</sub>, os tratamentos mais adequados foram: coagulação-floculação e biodegradação; e coagulação e biorreator por membrana. Em relação aos SST e à turbidez, o sistema de tratamento foi coagulação, adsorção, separação por membrana e osmose reversa. Já para os coliformes termotolerantes o mais indicado foi o de oxidação fotocatalítica (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/ZnO).

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pelo fi-

nanciamento do projeto (processo: 407728 / 2012-0) e pela bolsa de produtividade (Processo 312697/2014-7)

## REFERÊNCIAS

- ABREU, P.; PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; NAVES, L. N. Photocatalytic oxidation process (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/ZnO) in the treatment and sterilization of dairy wastewater. *Acta Scientiarum*, v. 35, p. 75-81, jan.-mar. 2013.
- ANDRADE, L. H. *Tratamento de efluente de indústria de laticínios por duas configurações de biorreator com membranas e nanofiltração visando o reúso*. 231f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- ANDRADE, L. H.; MENDES, F. D. S.; ESPÍNDOLA, J. C.; AMARAL, M. C. S. Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor. *Separation and Purification Technology*, v. 126, p. 21-29, abr. 2014.
- ANDRADE, L. H.; MOTTA, G. E.; AMARAL, M. C. S. Treatment of dairy wastewater with a membrane bioreactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 30, p. 759-770, out.-dez. 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969: tanque sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes – Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- AUSTRÁLIA. *Environmental Guidelines for the Use of Recycled Water in Tasmania*. Austrália: Environment Division/ Department of Primary Industries, Water and Environment, 2002.
- \_\_\_\_\_. *Water reuse guideline for food businesses in NSW considering reusing water*. Austrália: NSW Food Authority, 2008.
- BERNAL, C. B.; VÁZQUEZ, G.; QUINTAL, I. B.; BUSSY, A. L. Microalgal Dynamics in Batch Reactors for Municipal Wastewater Treatment Containing Dairy Sewage Water. *Water Air Soil Pollutant*, v. 190, p. 259-270, 2008.
- BRASIL. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, nov. 2005.



- CALHEIROS, C. A.; SOUZA, V. R.; MENEZES, C. C.; CARNEIRO, J. D. S.; RAMOS, T. M. Gestão de qualidade em pequenas empresas processadoras de leite: situação atual e recomendações. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 65, p. 17-25, 2010.
- CANADÁ. *Reclaimed Water Guideline: a Companion Document to the Municipal Wastewater Regulation Made Under the Environmental Management Act*. Canadá: B.C. Ministry of Environment, 2013.
- CARVALHO, F.; PRAZERES, A. R.; RIVAS, J. Cheese whey wastewater: characterization and treatment. *Science of the Total Environment*, v. 445-446, p. 385-396, 2013.
- CASANI, S.; ROUHANY, M.; KNØCHEL, M. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. *Water Research*, v. 39, p. 1134-1146, mar. 2005.
- CHEN, W.; LIU, J. The possibility and applicability of coagulation-MBR hybrid system in reclamation of dairy wastewater. *Desalination*, v. 285, p. 226-231, jan. 2012.
- CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION. Codex Committee on Food Hygiene. *Proposed draft guidelines for the hygienic reuse of processing water in food plants*. Joint FAO/WHO Food Standards Programme, 34th Session. Bangkok, Thailand: Codex Alimentarius Commission, 2001.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). *Perspectivas para a agropecuária*, Brasília, v. 5, 2017.
- DANTAS, D. L.; SALES, A. W. C. Aspectos ambientais, sociais e jurídicos do reúso da água. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, v. 3, p. 4-19, set.-dez. 2009.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Guidelines for Water Reuse*. Washington, D.C.: EPA, 2012.
- ESPANHA. *Spanish Regulations for Water Reuse: Royal Decree 1620/2007 of 7 December*. Catalunha: Universidade Politècnica da Catalunha, 2007.
- FARIZOGLU, B.; UZUNER, S. The investigation of dairy industry wastewater treatment in a biological highperformance membrane system. *Biochemical Engineering Journal*, v. 57, p. 46-54, out. 2011.
- FORMENTINI-SCHMITT, D. M.; ALVES, Á. C. D.; VEIT, M. T.; BERGAMASCO, R.; VIEIRA, A. M. S.; FAGUNDES-KLEN, M. R. Ultrafiltration combined with coagulation/flocculation/sedimentation using Moringaoleifera as coagulant to treat dairy industry wastewater. *Water Air Soil Pollution*, v. 224, p. 1-15, ago. 2013.
- GANNOUN, H.; KHELIFI, E.; BOUALLAQUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDÍ, M. Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 6105-6111, jan. 2008.
- GERALDINO, H. C. L.; SIMIONATO, J. I.; FREITAS, T. K. F. S.; GARCIA, J. C.; CARVALHO JÚNIOR, O.; CORRER, C. J. Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater. *Acta Scientiarum Technology*, v. 37, p. 401-408, 2015.
- KAMIYAMA, C. M.; OTENIO, M. E. Aspectos sobre qualidade da água e qualidade de produtos na indústria de laticínios. *Revista Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 68, p. 42-50, mar.-abr. 2013.
- KARADAG, D.; KÖROĞLU, O. M.; OZKAYA, B.; ÇAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. *Process Biochemistry*, v. 50, p. 262-271, fev. 2015.
- KLEMES, J. J. Industrial water recycle/reuse. *Current Opinion in Chemical Engineering*, v. 1, p. 238-245, ago. 2012.
- KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. *Separation and Purification Technology*, v. 76, p. 198-205, dez. 2010.

- LATEEF, A.; CHAUDHRY, M. N.; ILYAS, S. Biological treatment of dairy wastewater using activated sludge. *Science Asia*, v. 39, p. 179-185, 2013.
- MENDES, A. A.; CASTRO, H. F.; PEREIRA, E. B.; JÚNIOR, A. F. Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. *Química Nova*, v. 28, p. 296-305, 2005.
- OMIL, F.; GARRIDO, J. M.; ARROJO, B.; MÉNDEZ, R. Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. *Water Research*, v. 37, p. 4099-4108, 2003.
- PASSEGGI, M.; LÓPEZ, I.; BORZACCONI, L. Modified UASB reactor for dairy industry wastewater: performance indicators and comparison with the traditional approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 26, p. 90-94, 2012.
- PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. *Water Resources and Industry*, v. 9, p. 1-15, 2015.
- QASIM, O.; MANE, A. V. Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. *Water Resources and Industry*, v. 4, p. 1-12, dez. 2013.
- QUAGLIA, A.; PENNATI, A.; BOGATAJ, M.; KRAVANJA, Z.; SIN, G.; GANI, R. Industrial process water treatment and reuse: a framework for synthesis and design. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, v. 53, p. 5160-5171, ago. 2013.
- RAD, S. J.; LEWIS, J. M. Water utilisation, energy utilisation and waste water management in the dairy industry: a review. *International Journal of Dairy Technology*, v. 67, 2014.
- RIVAS, J.; PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F. Aerobic biodegradation of precoagulated cheese whey wastewater. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 59, p. 2511-2517, fev. 2011.
- RIVAS, J.; PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; BELTRÁN, F. Treatment of Cheese Whey Wastewater: Combined Coagulation-Flocculation and Aerobic Biodegradation. *Journal Agricultural and Food Chemistry*, v. 58, p. 7871-7877, 2010.
- SA-NGUANDUAN, N.; NITITVATTANANON, V. Strategic decision making for urban water reuse application: a case from Thailand. *Desalination*, v. 268, p. 141-149, 2011.
- SANTANA, R. S. S.; PRETTI, A. A.; MORENO, J. G.; DACANAL, G. C.; TOMMASO, G.; RIBEIRO, R. Effect of biomass configuration on the behavior of pilot-scale anaerobic batch reactors treating dairy wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 106, p. 80-87, jan. 2016.
- SARKAR, B.; CHAKRABARTI, P. P.; VIJAYKUMAR, A.; KALE, V. Wastewater treatment in dairy industries: possibility of reuse. *Desalination*, v. 195, p. 141-152, 2006.
- SIRIANUNTAPIBOON, S.; JEEYACHOK, N.; LARPLAI, R. Sequencing batch reactor biofilm system for treatment of milk industry wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 76, p. 177-183, abr. 2005.
- SUÁREZ, A.; FIDALGO, T.; RIERA, F. A. Recovery of dairy industry wastewaters by reverse osmosis. Production of boiler water. *Separation and Purification Technology*, v. 133, p. 204-211, set. 2014.
- SUÁREZ, A.; RIERA, F. A. Production of high-quality water by reverse osmosis of milk dairy condensates. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 21, p. 1340-1349, 2015.

# RISCOS DE INGESTÃO DE FLÚOR: ESTUDO DE CASO PARA ÁGUA MINERAL DO INTERIOR DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RISKS OF FLUORIDE INTAKE: CASE REPORT FROM MINERAL  
WATER OF AN INTERIOR CITY OF RIO DE JANEIRO STATE

## *Ingrid Fernandes Dias da Cruz Alves*

Gestora Ambiental pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Mestre em Geociências pelo Programa de Pós-graduação em Geoquímica da Universidade Federal Fluminense (PPGEO/UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

## *Emmanuel Vieira da Silva Filho*

Professor Titular no PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

## *Eduardo Duarte Marques*

Pesquisador do Serviço Geológico do Brasil. Doutor em Geociências pelo PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

## *Vinícius Tavares Kütter*

Biólogo pela Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Doutor em Geociências pelo PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

## *David Neves de Oliveira*

Gestor Ambiental pela UFRRJ. Mestre em Geociências pelo PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

## *Camila Rodrigues Silva*

Graduada em Química Industrial pela UFF. Mestranda em Geociências no PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

## *Olga Venimar de Oliveira Gomes*

Professora Adjunta do Departamento de Ciências do Meio Ambiente (DCMA/UFRRJ). Colaboradora do PPGEO/UFF – Niterói (RJ), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Ingrid Fernandes Dias da Cruz Alves – Rua Imuta, 140/210 – Pechincha-Jacarepaguá – 22770-600 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil –  
E-mail: ingridcruz@id.uff.br

**Recebido:** 17/01/2017

**Aceito:** 31/10/2017

## **RESUMO**

O consumo de flúor presente em águas superficiais e subterrâneas é uma prática comum em diversos países. Além de abordar a temática controversa quanto ao consumo do flúor, este artigo apresenta um estudo de caso de avaliação de risco à saúde humana pelo consumo de águas fluoretadas, provenientes do Parque de Águas Minerais, localizado na região Centro-Sul do Estado do Rio de Janeiro. As concentrações de flúor foram medidas entre outubro de 2014 e agosto de 2015 em três poços de água mineral e em seus respectivos fontanários, sendo as fontes denominadas popularmente de Fonte Alcalina Terrosa Cálcica, Alcalina Terrosa Ferruginosa e Alcalina Terrosa Magnesiana. Foi avaliada a possibilidade de haver riscos para o desenvolvimento de fluoroses e aumento de fraturas ósseas nas populações consumidoras. Esta pesquisa modelou a ingestão diária dessas águas com flúor por receptores residenciais dos tipos: bebês, infantes, crianças, adolescentes e adultos. Foi constatado que os grupos de bebês e infantes podem estar mais sujeitos a riscos crônicos para o desenvolvimento de fluorose dentária na fonte de água mineral Alcalina Terrosa Magnesiana. Recomenda-se que a água mineral dessa fonte não seja consumida pelos grupos de crianças.

**Palavras-chave:** qualidade da água; água subterrânea; fluorose; avaliação de risco.

## **ABSTRACT**

The consumption of fluoride present in surface water and groundwater is a common practice in many countries. Besides discussing the controversial theme of the fluoride consumption, this work presents a study case of risk assessment to human health by the consumption of fluoridated water from Mineral Waters Park, located in the south central region of Rio de Janeiro state. Fluoride concentrations were measured between October 2014 and August 2015 from three mineral water wells and their respectively recreational sources, popularly named of Alcalina Terrosa Cálcica, Alcalina Terrosa Ferruginosa e Alcalina Terrosa Magnesiana, in order to assess the risk of the development of fluorosis and bones fractures by the population that consumes that mineral water. This work considered the daily water consumption of five main groups: babies, infants, children, teenagers and adults. It was modeled that babies and infants groups are more exposed to chronic risks of fluorosis in Alcalina Terrosa Magnesiana source. It is recommended the mineral water of Alcalina Terrosa Magnesiana source does not be consumed by children's group.

**Keywords:** water quality; groundwater; fluorosis; risk assessment.

## INTRODUÇÃO

Normalmente, no Brasil, o flúor é acrescido em grande parte à água superficial potável disponível para a população, principalmente na maioria dos municípios de São Paulo, com o intuito de prevenir cáries. Em função do Programa Nacional de Prevenção da Cárie Dentária, já em 2003 mais de 70 milhões de pessoas eram abastecidas com água tratada contendo flúor (RAMIRES; BUZALAF, 2007).

Além da prática de adição de flúor nas águas tratadas oferecidas à população brasileira, muitas águas naturais, principalmente subterrâneas, podem conter concentrações naturais de flúor dissolvido. De acordo com Amini *et al.* (2008), cerca de 260 milhões de pessoas no mundo consomem essa substância na água subterrânea em concentrações superiores ao preconizado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (1,5 mg/L). Esse consumo é comum especialmente na China, Índia, Oriente Médio, África, região sul da América do Sul e sudeste asiático (MOGHADDAM; FIJANI, 2008; RAFIQUE *et al.*, 2009; CHANDRAJITH *et al.*, 2012; CRAIG *et al.*, 2015; DEY; GIRI, 2016), estando a sua demasia relacionada a ambientes como rochas e solos por onde o fluído percola (DIBAL *et al.*, 2012; NSW HEALTH, 2015; RAJ; SHAJI, 2017).

Efeitos adversos são reportados em relação ao consumo excessivo de flúor, como: desenvolvimento de fluorose dentária e óssea, aumento na incidência de fraturas de ossos e de urolitíase (LI *et al.*, 2001; KUT *et al.*, 2016; GUISSOUMA *et al.*, 2017). A principal via de ingestão de flúor é o consumo de água e alimentos, sendo de água subterrânea com elevadas concentrações de flúor um dos principais fatores causadores de fluorose (VITHANAGE; BHATTACHARYA, 2015; OZSVATH, 2009). A ocorrência de fluoreto nas águas subterrâneas suscita atenção mundial tendo em vista sua abrangência global e seu considerável impacto à saúde humana (AYENEW, 2008; SU *et al.*, 2013).

No Brasil, estudos de revisão da literatura têm apontado que a maioria dos casos de fluorose dentária ocorre no grau leve, portanto, não é um problema grave de saúde pública (BARROS; TOMITA, 2010). Contudo, alguns casos endêmicos de fluorose dental severa foram relatados em populações consumidoras de água subterrânea (UCHÔA; SALIBA, 1970; CAPELLA *et al.*, 1989; CASTILHO; FERREIRA; PERINI, 2009; MANDINIC *et al.*,

2009; ADELÁRIO *et al.*, 2010; FERREIRA *et al.*, 2010; RANGO *et al.*, 2012).

Além disso, Villena, Borges e Cury (1996), após avaliarem mais de 100 marcas de águas minerais produzidas e comercializadas em diversos estados do Brasil, atentaram sobre a subdosagem que pode não trazer benefícios anticáries e referendaram que a sobredosagem pode causar fluorose dental. Os autores ainda alertaram que os teores de flúor podem chegar a até 4,4 mg/L nas águas minerais comercializadas no Brasil.

Além do consumo do íon fluoreto solubilizado em água, há que considerar que muitos alimentos concentram flúor que são absorvidos pelo organismo humano quando ingeridos, como verduras, carnes, peixes, arroz, chás, feijão, entre outros (DABEKA; MCKENZIE, 1995; WHO, 2002).

No Estado do Rio de Janeiro, a água consumida provém praticamente em sua totalidade de águas superficiais tratadas. O Decreto Estadual nº 40.156/2006 determinou que nos locais onde existam redes públicas de abastecimento com água tratada, fontes alternativas, como poços, usos de nascentes, carros-pipa, não podem ser utilizadas para as finalidades de consumo e higiene humana (RIO DE JANEIRO, 2006). Entretanto, consiste em hábito cultural de populações rurais consumirem águas subterrâneas provenientes de nascentes, de poços tubulares ou cacimbas normalmente sem tratamento prévio.

Algumas análises químicas realizadas por Lima *et al.* (2013) no mês de agosto de 2012 para águas do Parque de Águas Minerais, localizado na região Centro-Sul do Estado do Rio de Janeiro, identificaram concentrações de até 1,5 mg/L de flúor dissolvido. A partir dessa constatação, associada ao fato de muitas pessoas consumirem água do parque *in natura*, levantou-se o questionamento se essas concentrações de flúor livremente poderiam causar danos à saúde humana.

Apesar de as concentrações de flúor dissolvido descritas por Lima *et al.* (2013) para as águas do Parque estarem dentro do padrão de potabilidade ditado pelo Ministério da Saúde pela Portaria MS nº 2.914/2011 (BRASIL, 2011) e do limite estabelecido pela OMS (WHO, 2011), que é de 1,5 mg/L, normalmente os valores recomendados para consumo vão até 1,2 mg/L (USPHS, 2015).

Demos *et al.* (2001), após revisarem dezenas de estudos envolvendo a temática de níveis de fluoretação adequada para água de consumo, considerando a saúde óssea, concluíram que o valor mais indicado seria de 1,0 mg/L. Outros autores também apontam a necessidade do emprego de limites menores em países tropicais, visto que a toxicidade do flúor aumenta de acordo com a quantidade de água ingerida (VITHANAGE; BHATTACHARYA, 2015).

Vale ressaltar que, no estudo de Demos *et al.* (2001), o consumo de água assumido por dia para cada indivíduo é de 1 litro, em pessoas com peso corpóreo de 60 kg. Essas características variam de população para população, podendo resultar em restrições para consumo com valores maiores ou menores de concentrações dissolvidas. Como exemplo, sabe-se que em países tropicais o consumo de líquidos é maior e a quantidade ingerida compreende 2 litros de água para população adulta.

Dessa forma, deve-se considerar que a definição de um valor de ingestão para o flúor dissolvido em água,

bem como de qualquer substância, deve estar condicionada aos parâmetros de exposição para cada grupo de indivíduo (receptor), como: taxa de ingestão de água, peso corpóreo, tempo de exposição etc. Esse cenário de exposição por grupo de indivíduo pode ser definido por meio da metodologia de avaliação de risco à saúde humana.

De acordo com a ABNT (2013), esse tipo de estudo consiste em uma fase do processo de gerenciamento de áreas contaminadas que visam estimar o risco à saúde humana, causado pela exposição a uma substância ou grupo de substâncias presentes no solo, sedimento, águas naturais e ar, como princípio para estipulação de medidas mitigatórias nessas áreas.

O objetivo deste trabalho foi apresentar uma análise do risco à saúde humana por faixas etárias, considerando ingestão diária de fluoreto dissolvido naturalmente na água subterrânea do Parque de Águas Minerais, na região Centro-Sul do Estado do Rio de Janeiro.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho se baseou em dados de 10 campanhas de amostragens que foram realizadas durante um ano hidrológico, considerando águas originárias de três poços de produção de águas subterrânea distintas. Como rotina de abastecimento do parque, uma vez bombeada de cada poço, essas águas são armazenadas em reservatórios individuais nos quais passam por um sistema de decantação simples, para posteriormente estarem disponíveis para consumo em três fontanários, também amostrados. Cada poço possui a sua fonte de distribuição como explicitado a seguir. Dessa forma, os pontos de amostragens compreenderam:

- três poços tubulares profundos denominados como pontos P-10, P-11 e P-13;
- três fontes, que distribuem as águas que foram bombeadas de cada poço e armazenadas em caixas

### Metodologia analítica para o íon fluoreto

Após coletadas, as amostras dos poços e das fontes destinadas às análises do íon fluoreto foram armazenadas em frascos de polipropileno e preservadas com gelo sob temperatura de 4°C, até serem conduzidas ao laboratório.

d'água individuais, caracterizadas popularmente no local como:

- Fonte Alcalina Terrosa Magnesiana (P-10F), que distribui a água armazenada a partir do bombeamento do poço P-10;
- Fonte Alcalina Terrosa Cálcica (P-11F), que distribui a água armazenada a partir do bombeamento do poço P-11;
- Fonte Alcalina Terrosa Ferruginosa (P-13F), que distribui a água armazenada a partir do bombeamento do poço P-13.

O período das campanhas de amostragem foi de outubro de 2014 a setembro de 2015, com exceção de coleta apenas nos meses de maio de 2014 e agosto de 2015.

Nesse local, as amostras foram filtradas utilizando bomba de vácuo a partir de filtros de acetato de celulose de 0,45 µm (porosidade) e 47 mm de diâmetro. Posteriormente, essas amostras foram mantidas refrigeradas (4°C), sem adição de preservantes.



As análises do íon fluoreto foram realizadas por meio de íon cromatógrafo (Modelo Metrohm 858 Professional Sample Processor) considerando uma coluna de separação aniônica, a partir de um detector de condutividade.

### Metodologia de avaliação de risco utilizada

Um modelo para o cálculo dos riscos pela ingestão do flúor nas águas subterrâneas do Parque de Águas Minerais foi proposto nesta pesquisa, com base na metodologia de avaliação de risco para a saúde humana internacionalmente conhecida como RBCA (*Risk-Based Corrective Action*). Tal metodologia parte do princípio que o efeito adverso sobre a saúde humana provém de uma cadeia de eventos em que determinada substância em concentrações nocivas nasce de uma fonte, seguindo por uma rota e atingindo receptores (GOMES, 2004). Para a realização dessa análise torna-se necessária, portanto, a definição de um modelo conceitual de exposição (MCE) que envolva caracterização de uma fonte, meio de exposição e receptor (ABNT, 2013).

#### Identificação do perigo

A identificação é realizada a partir de dados no local que apontem substâncias químicas de interesse (SQIs) e constatem possível exposição de receptores humanos.

#### Avaliação da exposição

A exposição diária a um SQI, neste caso para o flúor nas águas do Parque de Águas Minerais, acontece a partir da verificação das suas concentrações associadas ao peso corpóreo do indivíduo ao longo de um tempo de exposição previamente caracterizado. Conforme equação 1 da NBR 16.209 (ABNT, 2013) a seguir:

$$In = Ca \times \frac{IRw \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

Em que:

In = ingresso do SQI por ingestão de água, em litros por quilograma por dia (L/kg.dia);

Ca = concentração da SQI na água (mg/L);

IRw = taxa de ingestão diária de água (L/dia);

As pesquisas nesse equipamento seguiram o método padrão do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/Method9056a* (USEPA, 2007b). O limite de detecção do método foi de 0,02 mg/L.

A evolução do risco envolve a identificação da(s) substância(s) química(s) de interesse(s) (SQIs), a descoberta da origem dessa(s) substância(s), o percurso e a estimativa da concentração absorvida pelo(s) organismo(s) do(s) receptor(es), tudo isso fundamentado na caracterização detalhada da população. Para estipular tais elementos, a USEPA, em 1989, utilizou os seguintes elementos técnicos:

- identificação do perigo;
- avaliação da exposição;
- avaliação da toxicidade;
- caracterização do risco.

Essa etapa engloba atividades como coleta, avaliação de validação de dados e informações que permitam o desenvolvimento do modelo conceitual de exposição.

EF = frequência da exposição, em anos (dia/ano);

ED = duração da exposição (anos);

BW = massa corpórea, em quilogramas (kg);

AT = tempo médio para episódio de efeitos adversos (dia).

Sabe-se que o flúor pode influenciar sobremaneira os tecidos mineralizados do corpo humano (ossos e dentes) e, considerando que esses tecidos passam por um processo intenso de formação e crescimento nas primeiras fases da vida de um indivíduo, a avaliação de risco foi gerada para cinco grupos da população na forma de receptores distintos, sendo eles: bebês após fase de amamentação, infantes, crianças, adolescentes e adultos.

A idade, o peso, a taxa de consumo diária de água e a duração da exposição considerada para cada grupo

de indivíduos que foram utilizados nessa pesquisa encontram-se na Tabela 1. Esses valores foram baseados em padrões apontados por algumas literaturas e pelas características dos brasileiros. A duração da exposição foi calculada tomando como base a expectativa atual de vida do brasileiro, que é de cerca de 75 anos.

### *Avaliação da toxicidade*

O valor de referência de cada SQI para cada grupo de indivíduos deve estar subordinado ao tempo que o receptor está exposto à substância, se de forma aguda ou crônica, e também a via de exposição (se dermal, oral e/ou inalação). Valores e doses de referência para o flúor pesquisados em alguns países são comentados a seguir, bem como pontos de vista referentes aos benefícios e malefícios divulgados para o consumo humano desse mineral.

O Ministério da Saúde brasileiro (BRASIL, 2011) está em consenso com a União Europeia (Directive Européenne) e a OMS (WHO) quanto ao limite de referência para a ingestão do flúor, sendo o padrão de 1,5 mg/L. Já a Agência Ambiental Americana (USEPA) possui um limite menos conservador, considerando como limiar de efeitos adversos por ingestão do flúor o valor de 4,0 mg/L em água de consumo.

O consumo de flúor como ação preventiva é amplamente discutido na comunidade científica e política. Por um lado, pesa a defesa de que a ingestão desse elemento em níveis acima de 0,5 mg/L consiste em uma medida preventiva de cáries, principalmente em crianças (WHO, 2003). Os Estados Unidos da América, por meio de pesquisas desenvolvidas por seu serviço de saúde pública – U.S. Public Health Service (USPHS, 2015) – recomenda um intervalo de concentração ideal para o flúor na água 0,7 e 1,2 mg/L. O processo de

A frequência da exposição foi estimada considerando o número médio de dias úteis e feriados do calendário. Logo, EF = 350 (dias/ano), que consiste na frequência para exposição residencial. Ou seja, para este estudo, correspondem a quantos dias por ano os receptores em suas residências ingerem a água mineral do Parque.

fluoretação da água nesse país iniciou-se na década de 1950 como principal fonte de flúor para a maioria dos residentes (CDC, 2001).

Por outro lado, atualmente, muitos países não utilizam e muitos, inclusive, desaconselham a fluoretação nas águas consumidas, estando majoritariamente os países da Europa Ocidental nesse grupo, como: Bélgica, Dinamarca, Suécia, Holanda, Luxemburgo, entre outros (FLUORIDE ALERT, 2015). Uma das principais justificativas sobre a não fluoretação das águas servidas nessas nações é que, apesar de diminuir a incidência de cárie na população infantojuvenil, os governos não devem obrigar o consumo desse íon para toda a população. Como destaque, essas nações consideram que, para a população adulta na fase senil, existem estudos relevantes sobre as implicações do flúor no organismo humano, associado a malefícios nos tecidos ósseos.

Além da possibilidade de o consumo do flúor causar adversidades à saúde, como a fluorose e fraturas nos ossos, estudos recentes têm colocado em voga a relação entre a ingestão desse elemento e o desenvolvimento de males como osteossarcomas em crianças, redução do quociente de inteligência (QI) e problemas endócrinos, o que salienta cada vez mais a necessidade de aprofundamento científico sobre os benefícios e malefícios da ingestão de flúor pelos seres humanos.

**Tabela 1 – Fatores de exposição para cada receptor.**

Receptor	Idade (anos)	Peso (kg)	Consumo diário de água (L/dia)	Duração da exposição (anos)
Bebê	1	6	0,5 <sup>1</sup>	0,5
Infante	3	15 <sup>2</sup>	0,75 <sup>4</sup>	2,5
Criança	12	35 <sup>1</sup>	1 <sup>1</sup>	9
Adolescente	18	50	2	6
Adulto	75 <sup>3</sup>	60 <sup>2</sup>	2 <sup>1</sup>	57

<sup>1</sup>USEPA, 1989; <sup>2</sup>CETESB, 2001; <sup>3</sup>IBGE, 2014; <sup>4</sup>WHO (2003).

Na década de 1970, o Brasil difundiu a prática da fluoretação na água para consumo a partir de programas nacionais e estaduais, como no Estado de São Paulo, em que é adotado um valor padrão para a fluoretação na água de 0,7 mg/L, com a premissa que essa atividade reduz em até 65% a incidência de cáries e obturações na população (SABESP, 2015).

A toxicidade aguda do flúor está relacionada com uma grande quantidade ingerida momentaneamente, cujas consequências podem ser desde irritação gástrica, diarreia, vômitos, excesso de salivação até a morte do indivíduo. Já a crônica envolve a ingestão de pequenas quantidades diárias, podendo afetar o esmalte dos dentes e outros tecidos mineralizados (DHAR; BHATNAGAR, 2009).

A fluorose dentária pode ocorrer em função do consumo de concentrações superiores a 1,0 mg/L, em média, de flúor, de forma crônica durante a formação dos dentes, normalmente na faixa etária entre 0 e 5 anos de idade (DINIZ, 2006; CARVALHO *et al.*, 2011). Diniz (2006) ainda enfatiza que a fluorose óssea também pode ocorrer a partir da ingestão crônica do flúor, só que em concentrações superiores a 5 mg/L para indivíduos idosos, devido à fragilização desses tecidos com a idade. A fratura do quadril em idosos é um caso

### Caracterização do risco

A quantificação numérica do risco deve ser realizada individualmente para cada SQI, considerando seus efeitos para todo caminho de exposição identificado no modelo conceitual da área de estudo. No caso de haver mais de um SQI, deve-se realizar o somatório dos riscos associados à exposição simultânea de todas as substâncias de interesse e todos os caminhos de exposição. No caso de haver substâncias carcinogênicas classificadas como SQI, a caracterização de risco deve apresentar a probabilidade adicional do desenvolvimento de câncer no decorrer do tempo de vida.

Mesmo havendo estudos relacionando à concentração de flúor no organismo humano com o desenvolvimento de osteossarcomas – câncer nos ossos (BASSIN *et al.*, 2006) –, o flúor não é considerado um contaminante carcinogênico. Assim, o risco quantificado para o referido contaminante foi para fins não carcinogênicos denominados de efeitos tóxicos. A quantificação do risco não carcinogênico para um determinado SQI em um

em destaque que, segundo a autora, pode ser facilitada pela patologia da fluorose óssea. A justificativa se daria ao considerar que o flúor pode aumentar a resistência à compressão dos ossos, entretanto, pode torná-los mais passíveis a fraturas (DHHS, 1991).

É comum restringir a ingestão de substâncias pelo ser humano considerando concentrações a serem assimiladas por meio de, por exemplo, água, solo, vegetais etc. Entretanto, tendo em vista a diversidade de receptores humanos e suas particularidades, o ideal é que se estabeleça a toxicidade para a ingestão das substâncias por meio de doses de referências, já que a população humana é formada por grupos de indivíduos distintos como crianças, adolescentes e adultos com características fisiológicas e temporais diferenciadas.

Como exemplo para a relação de doses, o consumo de 200 µg/kg.dia de flúor pode ser uma das causas do desenvolvimento de fluorose óssea em adultos (HEALTH CANADA, 1997). A ATSDR (1993) estima que uma dose ingerida de 60 µg/kg.dia por mulheres pós-menopausa pode contribuir para o aumento de fraturas vertebrais.

A USEPA (2007a) estabelece como dose de referência (RfDn) para avaliação de risco à saúde humana a ingestão de 60 µg/kg.dia de flúor. Este padrão foi utilizado para modelagem deste estudo no Parque de Águas Minerais.

o dado cenário de exposição é calculada pela seguinte equação 2 da NBR 16.209 (ABNT, 2013):

$$QR_{in} = \frac{In}{RfDn} \quad (2)$$

em que:

QR<sub>in</sub> = quociente de risco para a SQI n para o cenário 1;

In = ingresso para a SQI n (mg/kg.dia);

RfDn = dose de referência da SQI n (mg/kg.dia).

O nível de aceitação do quociente de risco (efeito tóxico) para avaliação de risco à saúde humana é igual a 1,0. Quocientes de risco acima de um tipicamente necessitam de avaliações detalhadas ou maiores ações na área de estudos.

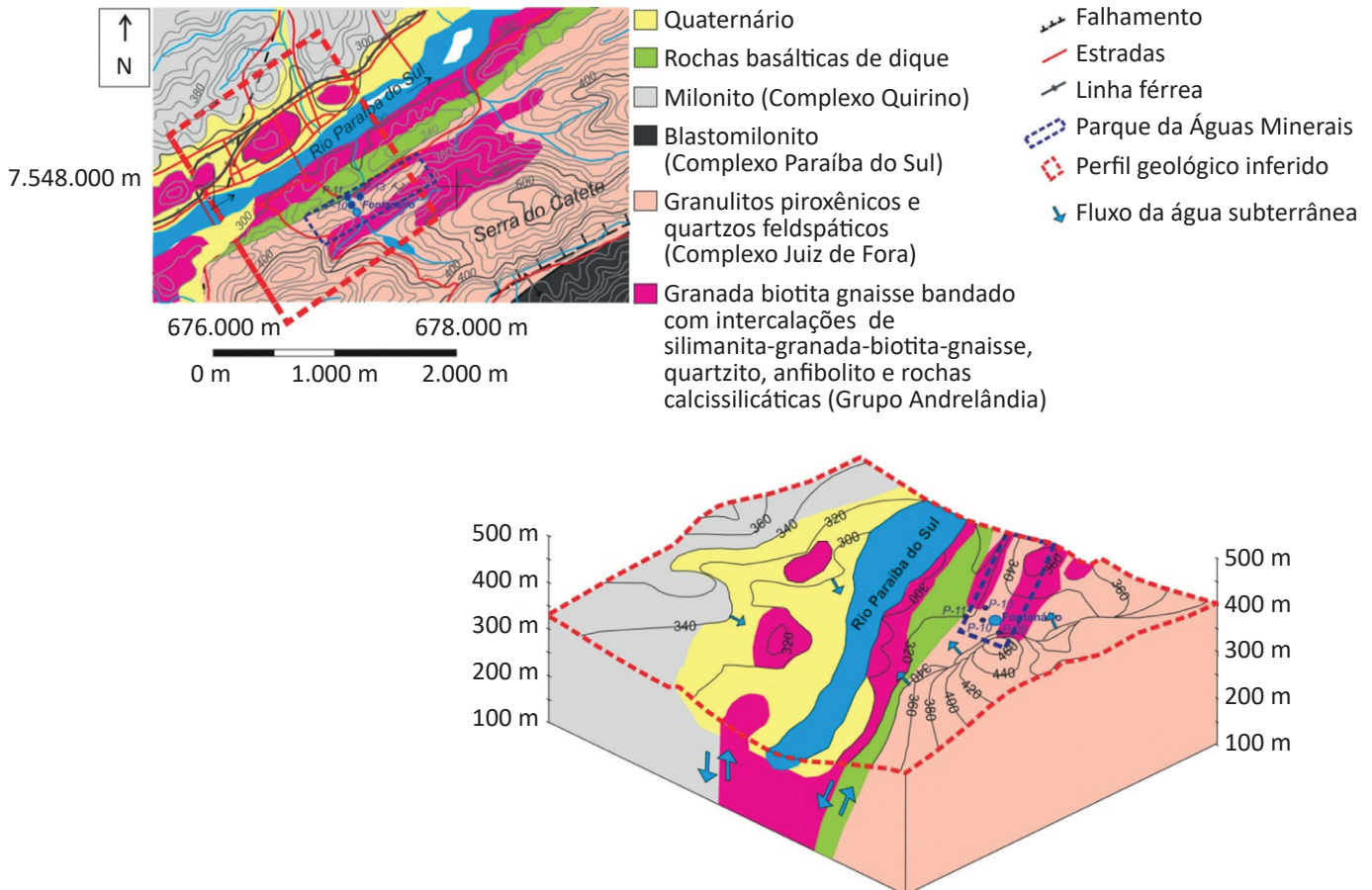
## ÁREA DE ESTUDOS

### Aspectos físicos da área

Além da localização, a Figura 1 apresenta as litologias da área de estudos. Quanto aos aspectos hidrogeológicos, a água subterrânea é captada de aquíferos fraturados, sendo que o fluxo vai de sudeste a noroeste. No local são encontradas rochas do Complexo Juiz de Fora, que foram caracterizadas por uma intensa intercalação entre unidades de embasamento, constituídas por hornblenda-ortognaisses e ortogranulitos, além de unidades metassedimentares essencialmente compostas de granada-biotita gnaisses, correlacionáveis ao Grupo Andrelândia (CORVAL; MIRANDA; TAPAJÓS, no prelo). O granulito é a litologia predominante na área de estudos e para as redondezas são verificados sedimentos do quaternário, um dique

de basalto paralelo ao parque, milonitos a noroeste, blastomilonitos a sudeste.

Gomes *et al.* (2013) observaram *in situ* além da litologia granulito, onde se localiza o P-10, gnaisses com bandamentos félsicos, com predominância de quartzo, plagioclásios, k-feldspatos e bandamentos máficos com piroxênio e micas. Um dique de basalto também foi identificado e sua composição compreende piroxênio, biotita, anfibólio, sulfetos, vidro vulcânico e apatita. O basalto localiza-se na porção limítrofe do parque, distante cerca de 80 metros do poço P-11, que capta água para a fonte Alcalina Terrosa Cálcida.



Fonte: adaptado de CPRM (2009); DRM (1981); IBGE (1965).

**Figura 1 – Área de estudos e pontos de amostragens.**

O clima da região é classificado como tropical de altitude do tipo Cwa de acordo com Köppen (1948). O clima zonal é quente, com temperatura máxima de 30°C no verão e de 24°C no inverno. Durante o ano hidrológico de amostragem, o período considerado chuvoso foi de

novembro a março e aquele considerado como seco foi de abril a outubro, estando o total de precipitação de setembro de 2014 a agosto de 2015 em torno de 860 mm, quando a média histórica anual de chuva é de 1.100 mm.

### Concentrações de flúor dissolvido

As concentrações do íon fluoreto monitoradas estão apresentadas na Tabela 2. A água mineral captada a partir do P-10 apresentou os maiores valores de fluoreto dissolvido, sendo o intervalo de variação de 0,58 a 1,43 mg/L. Essa água subterrânea percola pelo granulito. As concentrações do referido íon para água mineral captada a partir do P-11 variaram entre 0,10 e 0,47 mg/L, estando a captação nesse sistema subordinada às influências do contato litológico entre o dique de basalto e o gnaiss. As concentrações de fluoreto

para a água mineral captada a partir do P-13, que se encontra próximo do contato litológico entre o gnaiss e o granulito, variaram entre 0,16 e 1,31 mg/L.

A origem principal do flúor dissolvido na área em questão vem da reação de hidrólise das micas existentes no gnaiss (biotita) e no granulito (muscovita). O referido trabalho assinala ainda que períodos de seca determinam maiores concentrações para o íon fluoreto, em função de um maior tempo de residência das águas subterrâneas nas rochas.

**Tabela 2 – Concentrações de fluoreto dissolvido nas águas minerais do Parque de Águas Minerais entre 2014 e 2015.**

ID		Concentrações de fluoreto dissolvido (mg/L)											
		out. 2014	nov. 2014	dez. 2014	jan. 2015	fev. 2015	mar. 2015	abr. 2015	jun. 2015	jul. 2015	ago. 2015	média	mediana
Cenário 1	P-10F- Alcalina Terrosa Magnesiana	1,150	0,679	1,333	1,168	1,335	1,213	1,420	1,008	1,429	1,386	1,212	1,273
	P-11F – Alcalina Terrosa Cálcica	0,390	0,122	0,459	0,637	0,205	0,463	0,466	0,125	0,212	0,471	0,355	0,425
	P-13F- Alcalina Terrosa Ferruginosa	-	-	0,446	0,318	0,434	0,262	0,476	0,158	0,470	0,479	0,380	0,440
Cenário 2	P-10	1,160	0,581	1,328	0,869	1,258	0,999	1,274	0,819	1,039	1,284	1,061	1,100
	P-11	0,370	0,114	0,439	0,394	0,439	0,444	0,488	0,105	0,128	0,443	0,336	0,417
	P-13	-	0,436	1,012	1,130	1,036	0,643	1,083	1,001	0,527	1,312	0,909	1,012



## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando o consumo global de flúor dissolvido em águas naturais, estudos sobre riscos à saúde humana são comumente realizados na Europa Central (FORDYCE *et al.*, 2007; INDERMITTE; SAAVA; KARRO, 2009), Estados Unidos da América (ERDAL; BUCHANAN, 2005; USEPA, 2003), Canadá (HEALTH CANADA, 1997), China (BO *et al.*, 2003); África (GUISOUMA; TARHOUNI, 2015) e utilizados como ferramentas para gestão do meio ambiente e para tomadas de decisões em questões de saúde pública.

### Cálculo do risco

Baseando-se no cálculo do risco apresentado na metodologia são discutidos os níveis de exposição ao flúor na água subterrânea do parque, para diferentes pontos de coleta e grupos de indivíduos.

Nenhuma amostra apresentou um nível de exposição para o flúor acima da dose aguda definida pela WHO (2011), que é de 1.000 µg/kg.dia. Assim, é possível considerar que a população consumidora das águas minerais do parque não está exposta à toxicidade aguda por ingestão de flúor. Entretanto, grupos de indivíduos dessa população estariam subordinados à toxicidade crônica, que é causada pela ingestão da água com flúor a longo prazo, fato discutido a seguir.

Para apresentação das interpretações por toxicidade crônica de flúor dissolvido nas referidas águas, a modelagem foi realizada baseando-se no consumo das águas das fontes (Cenário 1 – real), conforme Figura 2, e consumo das águas diretamente dos poços (Cenário 2 – possível), apresentado na Figura 3. Quanto ao Cenário 2, mesmo não havendo consumo direto das águas dos poços no parque de águas minerais, essa modelagem foi realizada por considerar a possibilidade de exploração de poços e/ou nascentes nos arredores da área de estudos, a partir de águas subterrâneas que integrem os sistemas aquíferos fissurais em questão.

Os cenários foram calculados baseando-se na dose de referência para risco crônico estabelecida pela USEPA e a partir de parâmetros de exposição conservadores dos indivíduos (Tabela 1).

Com base nos resultados obtidos pela modelagem de avaliação de risco, foi possível observar nas Figuras 2 e 3 que os grupos de indivíduos mais sensíveis

O modelo do cenário de exposição (MCE) traçado para o Parque identifica que a fonte do flúor consiste nos aquíferos fissurais; o caminho percorrido pelo flúor ocorre com o movimento da água subterrânea e define como receptores as famílias que se alimentam da água do parque, coletadas a partir das fontes. A seguir são discutidos os cálculos de risco para ingestão da água nesse local, tendo em vista diferentes grupos de indivíduos consumidores.

ao consumo do flúor são os bebês, seguidos pelos infantes. O crescimento do esqueleto e o desenvolvimento dos dentes são cruciais para a formação dos indivíduos, e o excesso do flúor nesses tecidos pode gerar fluoroses. Estudos consideram que a maior deposição nos tecidos calcificados (ossos, dentes) é observada nas fases da infância (CSHPF, 1995; AFSSET, 2010; GUISOUMA; TARHOUNI, 2015), ou seja, a maior fixação de elementos com afinidade em tecidos mineralizados, como o flúor, é observado nos primeiros anos de vida.

Merece destaque a água consumida da fonte Alcalina Terrosa Magnesiana, que possui as maiores concentrações do íon fluoreto para o cenário 1 – real (Tabela 2), com doses acima de 60 µg/kg.dia (dose de referência) para bebês, indicando risco crônico em todos os meses de coleta (Figura 2).

Após o cálculo da exposição ao fluoreto nas águas minerais em questão, o valor mais alto de exposição foi observado para a fonte Alcalina Terrosa Magnesiana no mês de julho de 2015, época de seca, para o grupo de indivíduos formado por bebês, e compreendeu 136,7 µg/kg.dia. A média e a mediana do risco para essa fonte, considerando o grupo bebê, foram 1,93 e 2,03, respectivamente.

Com base no cálculo da mediana como a dose representativa de flúor para os grupos de indivíduos, a porção ingerida a partir dessa fonte é o dobro da recomendada para bebês, sendo de 122 µg/kg.dia. Pesquisas realizadas no Canadá e nos Estados Unidos estimam que a ingestão diária dessa quantidade de flúor ocasiona fluorose dentária em indivíduos de até 26 meses (HEALTH CANADA, 1997; USEPA, 2003).

Ainda para a fonte Alcalina Terrosa Magnesiana, a modelagem verificou risco para o grupo de indivíduos infantis (1 a 3 anos de idade) para 5 dos 10 meses amostrados, com média e mediana respectivas para o quociente de risco com valores de 0,97 e 1,02, limítrofes ao risco aceitável, merecendo também atenção e cuidados quanto à ingestão dessa água para indivíduos na fase pueril, especialmente até 36 meses de idade.

A concentração mediana nessa fonte, que consiste em 1,27 mg/L, determinou, por meio da modelagem dessa

pesquisa, uma dose de ingestão diária que apresenta risco crônico de desenvolvimento de fluorose dentária para bebês e infantis. Algumas pesquisas realizadas na Europa sobre concentrações de consumo de flúor dissolvido reforçam a restrição identificada neste estudo.

Segundo Indermitte, Saava e Karro (2009), que realizaram estudos na Estônia, foi constatado que 12% de indivíduos com até 12 anos de idade que consumiram entre 1 e 1,5 mg/L de flúor dissolvido desenvolveram fluorose dentária. Ainda na Europa Central, estudos como os de Povoroznuk *et al.* (2009) e Fordyce *et al.*

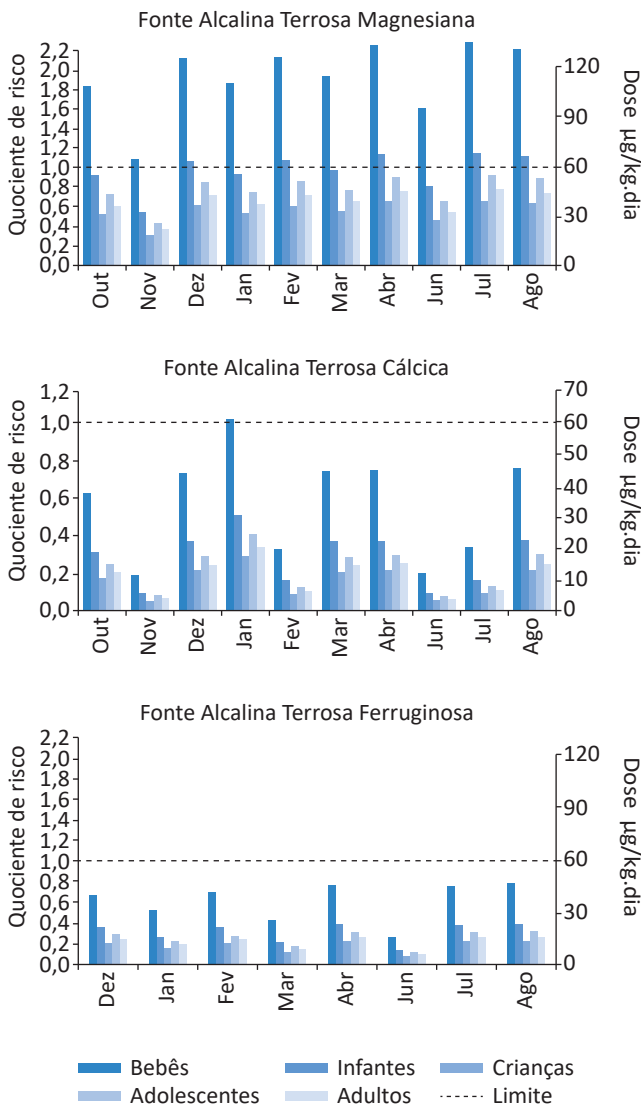


Figura 2 – Avaliação de risco para consumo de água das fontes do parque considerando como SQI flúor (Cenário 1).

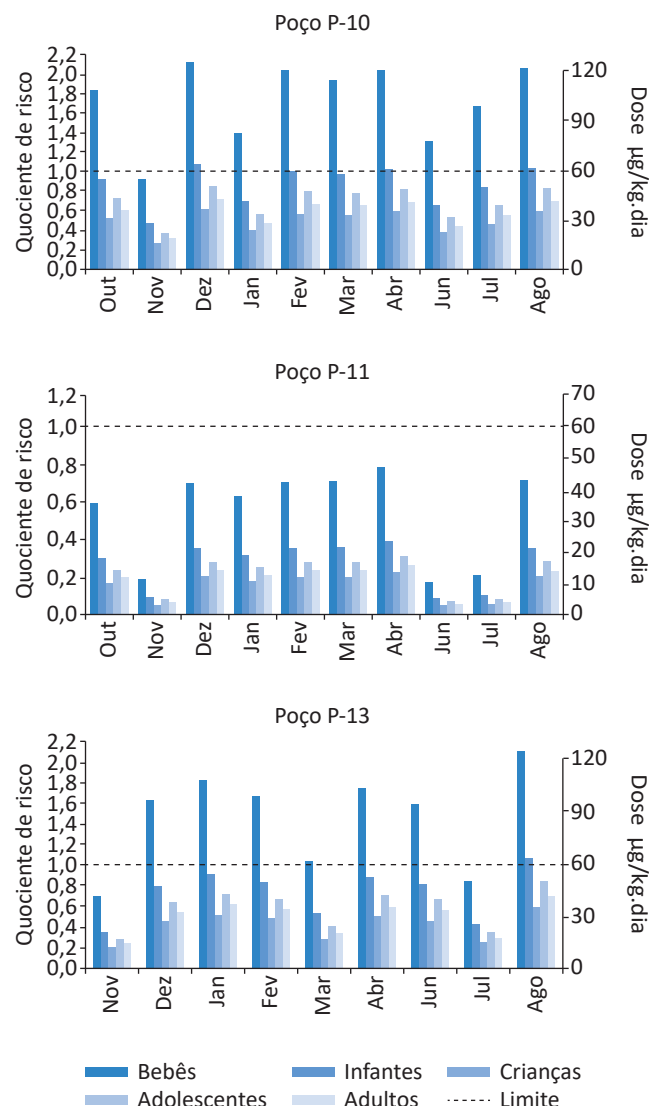


Figura 3 – Quociente de risco para consumo de água dos poços do parque considerando como SQI flúor (Cenário 2).

(2007) determinaram que, para regiões mais quentes, a concentração padrão para flúor dissolvido deve ser reduzida, já que as condições climáticas induzem a população a ingerir mais água e, assim, concentrações acima de 1,2 mg/L de flúor em água já acarretariam riscos de fluoroses. Bo *et al.* (2003) definiram que, para a preservação da saúde da população do nordeste da China, o limite do consumo de água fluoretada deve ser de 1,0 mg/L.

Conforme trabalhos verificados no Canadá e na Tunísia (HEALTH CANADA, 1997; GUISSOUMA; TARHOUNI, 2015), nenhum dos cenários da área de estudos apresentou quocientes de risco com doses superiores a 200 µg/kg.dia, que representaria perigo de desenvolvimento de fluorose óssea.

Baseando-se na modelagem para os grupos de indivíduos consumidores do tipo adolescentes e adultos, os quocientes de riscos apresentaram-se abaixo do limite, ou seja, inferiores a 1,00, indicando que as doses ingeridas por esses grupos de pessoas são menores do que o padrão utilizado neste estudo e não acarretaria risco tóxico individual à saúde desses receptores. Vale ressaltar que a ingestão nesses casos pode contribuir para o aumento da densidade óssea desses indivíduos (DEMOS *et al.*, 2001; LEMOS JÚNIOR; LEMOS, 2009), já que a dentição se encontra formada, fato que torna irrelevante o desenvolvimento de fluorose dentária.

Quanto ao Cenário 2, para consumo direto das águas dos poços, a ingestão de águas do P-10 e P-13 para o

grupo de indivíduos formados por bebês apresentou quocientes de risco acima de 1 (Figura 3).

Considerando as medianas das concentrações dos poços P-10 e P13 como as doses representativas de ingestão de flúor para bebês, as doses ingeridas, a partir dessas fontes, são 105,5 µg/kg.dia e 97 µg/kg.dia, respectivamente. No P-10, a dose de ingestão ultrapassou a dose de referência para infantes em 4 das 10 campanhas realizadas, sendo que a porção representativa calculada para esses indivíduos foi de 52,9 µg/kg.dia. Baseando-se na modelagem e nas referências de consumo de flúor dissolvido em água, recomenda-se que as águas dos poços P-10 e P-13 também não sejam consumidas *in natura* por grupos de crianças. Para grupos de indivíduos adolescentes e adultos, os riscos individuais de exposição ao flúor apresentaram-se abaixo do quociente de perigo e não são relevantes considerando a possibilidade de desenvolvimento de fluorose dentária.

Deve-se ponderar que existem outras vias de exposição que contribuem para o risco humano de desenvolvimento de fluorose. De acordo com Erdal e Buchanan (2005), além do consumo do flúor por meio de água fluoretada, a ingestão de bebidas, leite de vaca, vegetais, fórmulas para lactentes e suplementos com flúor consistem em vias de risco relevantes, principalmente para indivíduos com até 5 anos de idade. Esse fato nos leva a compreender que o risco para consumo de flúor ocorre em função da diversidade de alimentos ingeridos associado a grupo de indivíduos.

## CONCLUSÕES

O Parque de Águas Minerais possui concentrações naturais de flúor dissolvido, provenientes das rochas por onde percolam as águas subterrâneas, que são livremente consumidas por indivíduos de todas as idades.

Foram modelados cinco grupos de indivíduos para risco à saúde humana, como bebê, infante, criança, adolescente e adulto, sendo o grupo infante o mais suscetível ao risco de desenvolvimento de fluorose dentária.

O grupo infante é o mais fragilizado, tendo em vista o tempo de exposição desses indivíduos ao flúor e à sua capacidade de incorporação nos ossos e dentes nessa etapa da vida.

Considerando o cenário real de consumo direto das águas provenientes dos fontanários do parque, e baseando-se na modelagem e estudos de casos em diversos países, recomenda-se que a água mineral da fonte Alcalina Terrosa Magnésiana não seja consumida por grupos de pessoas nas primeiras etapas de vida (bebês, infantes e crianças).

O estudo no parque, apesar de ter apresentado concentrações de flúor em água inferiores a 1,4 mg/L, abaixo do limite preconizado pela OMS, demonstrou que para a via ingestão deve-se considerar não limites, mas doses de referência para diversos grupos de indivíduos consumidores.

## REFERÊNCIAS

---

- ADELÁRIO, A. C.; VILAS-NOVAS, L. S.; CASTILHO, L. S.; VARGAS, A. M. D.; FERREIRA, E. F.; ABREU, M. H. N. G. Accuracy of the simplified Thylstrup & Fejerskov index in rural communities with endemic fluorosis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 7, p. 927-937, 2010.
- AGENCE FRANÇAISE DE SÉCURITÉ SANITAIRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DU TRAVAIL (AFSSET). *Valeurs toxicologiques de référence (VTR) rapport: guide d'élaboration de VTR*. 2010. Disponível em: <<https://www.anses.fr/fr>>. Acesso em: dez. 2015.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). *Toxicological profile for fluorides, hydrogen fluoride, and fluorine (F)*. ATSDR/TP-91/17. Atlanta: Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, 1993.
- AMINI, M.; MUELLER, K.; ABBASPOUR, K. C.; ROSENBERG, T.; AFYUNI, M.; MOLLER, K. N.; SARR, M.; JOHNSON, C. A. Statistical modelling of global geogenic fluoride contamination in groundwaters. *Environmental Science and Technology*, v. 42, p. 3662-3668, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Norma NBR 16209, de 2 de setembro de 2013. Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas*. Rio de Janeiro: ABNT, 2013. 40 p.
- AYENEW, T. The distribution and hydrogeological controls of fluoride in the groundwater of central Ethiopiann rift and adjacent highlands. *Environmental Geology*, v. 54, p. 1313-1324, 2008.
- BARROS, B.S.; TOMITA, N.E. Epidemiologic aspects of dental fluorosis in Brazil: research in the period 1993-2006. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 15, n. 1, p. 289-300, 2010.
- BASSIN, E. B.; WYPIJ, D.; DAVIS, R. B.; MITTLEMAN MA. Age-specific fluoride exposure in drinking water and osteosarcoma. *Mittleman. Cancer Causes and Control*, v. 17, p. 421-428, 2006.
- BO, Z.; MEI, H.; YONGSHENG, Z.; XUEYU, L.; XUELIN, Z.; JUN, D. Distribution and Risk Assessment of Fluoride in Drinking Water in the West Plain Region of Jilin Province, China. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 25, n. 4, p. 421-431, 2003.
- BRASIL. Ministério da Saúde. *Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Brasília: Ministério da Saúde, 2011. 11 p.
- CAPELLA, L. F.; CARCERERI, D. L.; PAIVA, S. M.; ROSSO, R. A.; PAIXÃO, R. F.; SALTORI, E. K. Ocorrência de fluorose dentária endêmica. *Revista Gaúcha de Odontologia*, v. 36, n. 5, p. 371-375, 1989.
- CARVALHO, R.; MEDEIROS, U.; SANTOS, K.; PACHECO FILHO, A. Influência de diferentes concentrações de flúor na água em indicadores epidemiológicos de saúde/doença bucal. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 16, n. 8, p. 3509-3518, 2011.
- CASTILHO, L. S.; FERREIRA, E. F.; PERINI, E. Perceptions of adolescents and young people regarding endemic dental fluorosis: psychosocial suffering. *Health Society Care Community*, v. 17, p. 557-563, 2009.
- CENTER FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION (CDC). *Recommendations for Using Fluoride to Prevent and Control Dental Caries in the United States*. 2001. Disponível em: <<http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/rr5014a1.htm>>. Acesso em: fev. 2016.
- CHANDRAJITH, R.; PADMASIRI, J. P.; DISSANAYAKE, C. B.; PREMATILAKA, K. M. Spatial distribution of fluoride in groundwater of Sri Lanka. *Journal of the National Science Foundation of Sri Lanka*, v. 40, n. 4, p. 303-309, 2012.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Água Subterrânea no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2001. 247 p.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). Serviço Geológico do Brasil. *Carta Geológica Três Rios (SF23-Z-B-I)*. 1:100.000. 2009.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). *Fluoretação em Água de Consumo*. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=33>>. Acesso em: fev. 2015.

CONSEIL SUPÉRIEUR D'HYGIÈNE PUBLIQUE DE FRANCE (CSHPF). *Avis sur les limites de sécurité dans les consommations alimentaires des vitamines et de certains minéraux*. CSHPF, 1995.

CORVAL, A.; MIRANDA, A. W. A.; TAPAJÓS, T. *Modelos geodinâmicos para o segmento central da Faixa Ribeira e de reativação da porção meridional da Plataforma Sul-Americana no Cretáceo Inferior*. (no prelo).

CRAIG, L.; STILLINGS, L. L.; DECKER, D. L.; THOMAS, J. M. Comparing activated alumina with indigenous laterite and bauxite as potential sorbents for removing fluoride from drinking water in Ghana. *Applied Geochemistry*, v. 56, p. 50-66, 2015.

DABEKA, R. W.; MCKENZIE, A. D. Survey of lead, cadmium, fluoride, nickel, and cobalt in food composites and estimation on dietary intakes of these elements by Canadians in 1986-1988. *Journal of AOAC International*, v. 78, n. 4, p. 897-909, 1995.

DEY, S.; GIRI, B. Fluoride fact on human health and health problems: a review. *Medical & Clinical Reviews*, v. 2, p. 1, p. 1-6, 2016.

DEMOS, L. L.; KAZDA, H.; CICUTTINI, F. M.; SINCLAIR, M. I.; FAIRLEY, C. K. Water fluoridation, osteoporosis, fractures – recent developments. *Australian Dental Journal*, v. 46, n. 2, p. 80-87, 2001.

DHAR, V.; BHATNAGAR, M. Physiology and toxicity of fluoride. *Indian Journal of Dental Research*, v. 20, n. 3, p. 350-355, 2009.

DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES (DHHS). *Review of fluoride – Benefits and risks*. Report of The Ad Hoc Subcommittee on Fluoride of the Committee to Coordinate Environmental Health and Related Programs Public Health Service. DHHS, 1991. 233 p.

DEPARTAMENTO DE RECURSOS MINERAIS (DRM). *Mapa Geológico da Folha Paraíba do Sul*. 1:50.000, 1981.

DIBAL, H. U.; SCHOENEICH, K.; GARBA, I.; LAR, U. A.; BALA, E. A. Occurrence of fluoride in the drinking waters of Langtang area, north central Nigeria. *Health*, v. 4, p. 1116-1126, 2012.

DINIZ, L. *Flúor nas águas subterrâneas de Minas Gerais*. 213f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

ERDAL, S.; BUCHANAN, S. N. A quantitative look at fluorosis, fluoride exposure, and intake in children using a health risk assessment approach. *Environ Health Perspectives*, v. 113, n. 1, p. 111-117, 2005.

FERREIRA, E. F. E.; VARGAS, A. M. D.; CASTILHO, L. S.; VELÁSQUEZ, L. N. M.; FANTINEL, L. M.; ABREU, M. H. N. G. Factors associated to endemic dental fluorosis in Brazilian rural communities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 7, p. 3115-3128, 2010.

FLUORIDE ALERT. *Statements from European Health, Water, & Environment Authorities on Water Fluoridation*. 2015. Disponível em: <<http://fluoridealert.org/content/europe-statements/>>. Acesso em: fev. 2016.

FORDYCE, F. M.; VRANA, K.; ZHOVINSKY, E.; POVOROZNUK, V.; TOTH, G.; HOPE, B. C.; ILJINSKY, U.; BAKER, J. A health risk assessment for fluoride in Central Europe. *Environmental Geochemistry Health*, v. 29, p. 83-102, 2007.

GOMES, O. V. O. *Análise crítica de metodologia de avaliação de risco ambiental em área de produção de petróleo no Brasil*. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.



GOMES, O. V. O.; CRUZ, I. F. D.; MARQUES, E. D.; TAPAJÓS, T.; CORVAL, A.; VALENTE, S. C.; GARCIA, J. M. P.; MIRANDA, A. W. A.; SILVA-FILHO, E. V. Caracterização hidrogeoquímica preliminar das águas do Parque Salutaris, Paraíba do Sul – RJ. In: CONGRESSO DE GEOQUÍMICA. *Anais...* Diamantina, 2013.

GUISSOUMA, W.; HAKAMI, O.; AL-RAJAB, A. J.; TARHOUNI, J. Risk assessment of fluoride exposure in drinking water of Tunisia. *Chemosphere*, v. 177, p. 102-108, 2017.

\_\_\_\_\_; TARHOUNI, J. Fluoride in Tunisian Drinking Tap Water. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 7, p. 860-870, 2015.

HEALTH CANADA. *Documentation pour la qualité de l'eau potable au Canada-Documentation à l'appui-Le fluorure*. 1997.

INDERMITTE, E.; SAAVA, A.; KARRO, E. Exposure to high fluoride drinking water and risk of dental fluorosis in Estonia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 6, n. 2, p. 710-721, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Carta Topográfica Folha Paraíba do Sul*. 1:50.000 - (SF23-Q-II-1). IBGE, 1965.

\_\_\_\_\_. *Tábuas completas de mortalidade para o Brasil*. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <[ftp://ftp.ibge.gov.br/Tabuas\\_Completas\\_de\\_Mortalidade/Tabuas\\_Completas\\_de\\_Mortalidade\\_2013/notastecnicas.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Tabuas_Completas_de_Mortalidade/Tabuas_Completas_de_Mortalidade_2013/notastecnicas.pdf)>. Acesso em: fev. 2016.

Köppen, W. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. México: Fondo de Cultura Econômica. 1948. 479 p.

KUT, K. M. K.; SARSWATA, A.; SRIVASTAVAB, A.; PITTMAN JR., C. U.; MOHAN, D. A review of fluoride in African groundwater and local remediation methods. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 2-3, p. 190-212, 2016.

LEMOS JÚNIOR, H. P.; LEMOS, A. L. A. Flúor: cáries, densidade mineral óssea e fraturas. *Diagnóstico e Tratamento*, v. 14, n. 2, p. 74-75, 2009.

LI, Y.; LIANG, C.; SLEMENDA, C. W.; JI, R.; SUN, S.; CAO, J.; EMSLEY, C. L.; MA, F.; WU, Y.; YING, P.; ZHANG, Y.; GAO, S.; ZHANG, W.; KATZ, B. P.; NIU, S.; CAO, S.; JOHNSTON JR., C. C. Effect of long-term exposure to fluoride in drinking water on risks of bone fractures. *Journal of Bone and Mineral Research*, v. 16, p. 932-939, 2001.

LIMA, P. A.; CRUZ, I. F. D.; MARQUES, E. D.; SILVA-FILHO, E. V.; GOMES, O. V. O. Análise comparativa das concentrações de elementos-traço dissolvidos nas águas minerais do Parque Salutaris (RJ) com o Padrão de Potabilidade MS 2.914/2011. In: SIMPÓSIO DE GESTÃO AMBIENTAL E BIODIVERSIDADE. *Anais...* Três Rios, 2013.

MANDINIC, Z.; CURCIC, M.; ANTONIJEVIC, B.; LEKIC, C. P.; CAREVIC, M. Relationship between fluoride intake in Serbian children living in two areas with different natural levels of fluorides and occurrence of dental fluorosis. *Food and Chemical Toxicology*, v. 47, p. 1080-1084, 2009.

MOGHADDAM, A. A.; FIJANI, E. Distribution of fluoride in groundwater of Maku area, northwest of Iran. *Environmental Geology*, v. 56, n. 2, p. 281-287, 2008.

NSW HEALTH. *Water fluoridation: questions and answers*. 2015. 21p. Disponível em: <<http://www.health.nsw.gov.au/environment/water/Documents/fluoridation-questions-and-answers-nsw.pdf>>. Acesso em: fev. 2016.

OZSVATH, D. L. Fluoride and environmental health: a review. *Review in Environmental Science and Biotechnology*, v. 8, p. 59-79, 2009. DOI: 10.1007/s11157-008-9136-9

POVOROZNUK, V.; ZHOVINSKY, E.; BARHANEL, I.; VO LOH, O. Impact of increased fluoride concentrations in water on bone tissue functional state and teeth. *Ukrainian Medicine Almanac*, 2009.

RAFIQUE, T.; NASEEM, S.; USMANI, T. H.; BASHIR, E.; KHAN, F. A.; BHANGER, M. I. Geochemical factors controlling the occurrence of high fluoride groundwater in the Nagar Parkar area, Sindh, Pakistan. *Journal of Hazardous Materials*, v. 171, n. 1, p. 424-430, 2009.

RAJ, D.; SHAJI, E. Fluoride contamination in groundwater resources of Alleppey, southern India. *Geoscience Frontiers*, v. 8, p. 117-124, 2017.

RAMIRES, I.; BUZALAF, M. A. R. A fluoretação da água de abastecimento público e seus benefícios no controle da cárie dentária – cinquenta anos no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, 2007.

RANGO, T.; KRAVCHENKO, J.; AT LAW, B.; MCCORNICK, P. G.; JEULAND, M.; MEROLA, B.; VENGOSH, A. Groundwater quality and its health impact: an assessment of dental fluorosis in rural inhabitants of the Main Ethiopian Rift. *Environmental International*, v. 43, p. 37-47, 2012.

RIO DE JANEIRO. *Decreto nº 40.156*. Estabelece os procedimentos técnicos e administrativos para a regularização dos usos de água superficial e subterrânea, bem como, para ação integrada de fiscalização com os prestadores de serviço de saneamento básico, e dá outras providências. Rio de Janeiro, 2006.

SU, C.; WANG, Y.; XIE, X.; LI, J. Aqueous geochemistry of high-fluoride groundwater in Datong Basin, Northern China. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 135, p. 79-92, 2013.

UCHÔA H. W.; SALIBA, N. A. Prevalência de fluorose dental na cidade de Pereira Barreto. *Boletim do Serviço Odontologia Sanitária da Secretaria da Saúde*, v. 6, n. 3, p. 11-16, 1970.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. USEPA, 2007a.

\_\_\_\_\_. *Method 9056A*. Determination of Inorganic anions by Ion Chromatography / United States Environmental Protection Agency. 2007b. 28 p.

\_\_\_\_\_. *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)*. Human Health Evaluation Manual. Office of Emergency and Remedial Response, OSWER Directive 9285-01a. USEPA, 1989. v. 1.

\_\_\_\_\_. *United States Environmental Protection Agency EPA: supplemental guidance for assessing cancer susceptibility from early-life exposure to carcinogens*, EPA/630/R-03/003. USEPA, 2003.

U. S. PUBLIC HEALTH SERVICE (USPHS). Recommendation for fluoride concentration in drinking water for the prevention of dental caries. Reports and Recommendations. *Public Health Reports*, v. 130, p. 1-14, 2015.

VITHANAGE, M.; BHATTACHARYA, P. Fluoride in the environment: sources, distribution and defluoridation. *Environmental Chemistry Letters*, v. 13, p. 131-147, 2015.

VILLENA, R. S.; BORGES, D. G.; CURY, J. A. Avaliação da concentração de flúor em águas minerais comercializadas no Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v. 30, n. 6, p. 512-518, 1996.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Environmental Health Criteria 227 – Fluorides*. Genebra: WHO, 2002. 268 p.

\_\_\_\_\_. *Guidelines for Drinking-Water Quality*. 4. ed. Genebra: WHO, 2011.

\_\_\_\_\_. *Rapport sur la santé dans le monde — Façonner l'avenir*. Genebra: WHO, 2003.

# RECUPERAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E DA ATIVIDADE FOTOSINTÉTICA EM JAZIDAS REVEGETADAS NO DISTRITO FEDERAL

RECOVERY OF VEGETATION COVER AND PHOTOSYNTHETIC ACTIVITY  
IN REVEGETATED MINE SITES IN THE BRAZILIAN FEDERAL DISTRICT

## Rodrigo Studart Corrêa

PhD em Solos e Nutrição de Plantas pela University of Melbourne (UniMelb). Docente do Programa de Pós-Graduação e Ciências Ambientais da Universidade de Brasília (UnB) – Brasília (DF), Brasil.

## Alexander Paulo do Carmo Balduino

Mestre em Botânica pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Doutorando em Ciências Ambientais pela UnB – Brasília (DF), Brasil

## Cláudio Tavares Viana Teza

Doutor em Geociências Aplicadas pela UnB. Docente do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Brasília (UCB) – Brasília (DF), Brasil.

## Gustavo Macedo de Mello Baptista

Doutor em Geologia pela UnB. Docente do Programa de Pós-Graduação e Ciências Ambientais da UnB – Brasília (DF), Brasil.

## Douglas José da Silva

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Docente do curso de Engenharia Ambiental da UCB – Brasília (DF), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Rodrigo Studart Corrêa –  
Universidade de Brasília (UnB) –  
Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Ambientais (FUP) – Caixa  
Postal: 04.401 – 70842-970 – Brasília  
(DF), Brasil – E-mail: rscorrea@unb.br

Recebido: 03/11/2016

Aceito: 22/11/2017

## RESUMO

A recuperação da cobertura vegetal e da capacidade de produção de biomassa são etapas essenciais para a reabilitação de ecossistemas. Por esse motivo, este trabalho avaliou, com o uso de sensoriamento remoto, o padrão temporal de desenvolvimento da cobertura vegetal e da atividade fotossintética em jazidas de cascalho revegetadas por meio de cinco diferentes tratamentos comumente usados no Distrito Federal: regeneração natural, plantio de árvores, plantio de árvores conjugadas a ervas, reposição da camada superficial do solo conjugada ao plantio de árvores e incorporação de lodo de esgoto aos horizontes de solos expostos pela mineração. Os resultados indicaram que uma jazida minerada deixada à regeneração natural demandaria um tempo secular para obter uma cobertura vegetal satisfatória. O plantio exclusivo de árvores nativas do Cerrado demandou 15 anos para prover 80% de cobertura vegetal à área estudada. A reposição da camada superficial do solo sobre a superfície minerada ou a incorporação de lodo de esgoto aos horizontes de solos expostos pela mineração conciliou os menores tempos de desenvolvimento da cobertura vegetal (2,5 a 5,0 anos) e os maiores percentuais de superfície revegetada (80 a 95%). Todavia, os cinco tratamentos estudados limitaram a atividade fotossintética a 60–80% dos valores medidos em áreas nativas de Cerrado.

**Palavras-chave:** mineração; restauração; índices de vegetação.

## ABSTRACT

The recovery of biomass production capacity is an essential step towards the rehabilitation of ecosystems. In this work we used remote sensing to evaluate the temporal development of vegetation cover and photosynthetic activity in gravel mines revegetated with five techniques commonly used in the Brazilian Federal District: natural regeneration, tree plantation, cultivation of trees + herbs, topsoil replacement + tree plantation, and sewage sludge incorporation into mining substrates. Results showed that mines left under natural regeneration would require a secular time to achieve a satisfactory vegetation cover. Tree plantation required fifteen years to provide a mine 80% of vegetation cover. The use of topsoil + trees or the incorporation of sewage sludge into mining substrates achieved the fastest development of vegetation cover (2.5 to 5.0 years) and the highest percentages of revegetated surface (80 to 95%). However, the five study revegetation techniques achieved from 60 to 80% the values of photosynthetic activity measured in native areas of Cerrado.

**Keywords:** mining; restoration; vegetation index.

## INTRODUÇÃO

A mineração expõe à superfície materiais genericamente denominados estéreis, rejeitos ou substratos, que são inadequados ao estabelecimento e ao desenvolvimento de plantas e de outros organismos (DUTTA; AGRAWAL, 2002; SILVA; CORRÊA, 2010). Substratos minerados funcionam como filtros ecológicos (DAJOZ, 2005) e limitam o recrutamento de organismos em jazidas, que podem permanecer desprovidas de cobertura vegetal por séculos (DUTTA; AGRAWAL, 2002). A intervenção humana é capaz de acelerar o restabelecimento da vegetação em locais minerados e, em alguns casos, abreviar o processo de sucessão ecológica (STARR *et al.*, 2013).

A reabilitação de um local degradado deve prover condições topográficas, edáficas e biológicas favoráveis ao restabelecimento de processos ecológicos (ALVES *et al.*, 2007). Nesse sentido, a produção primária é fator chave para o funcionamento de ecossistemas (ROSCHE *et al.*, 2012), e o estabelecimento de cobertura vegetal em áreas mineradas é condição necessária para fomentar a restauração por meio da sucessão ecológica. A fotossíntese produz matéria e gera energia para o funcionamento dos ecossistemas, e a vegetação e o solo conectam as fases líquida, sólida e gasosa dos ciclos biogeoquímicos nesses ambientes (DAJOZ, 2005). Dessa forma, o desenvolvimento da cobertura vegetal e da atividade fotossintética retrata as condições gerais da vegetação que irá prover recursos sucessionais em uma área em processo de recuperação (SILVA *et al.*, 2013; STARR *et al.*, 2013).

Projetos de restauração ecológica priorizam o plantio de espécies arbóreas, pois árvores incrementam a estrutura e a complexidade de ecossistemas e podem acelerar a regeneração de ambientes degradados (DUTTA; AGRAWAL, 2002; PINHEIRO *et al.*, 2009; STARR *et al.*, 2013). Porém, o tempo necessário para o crescimento de espécies arbóreas as torna, em seus primeiros anos de desenvolvimento, menos eficientes do que as ervas para proverem uma cobertura vegetal sobre superfícies mineradas. Ervas oferecem ambientes estruturalmente mais simples, mas crescem rápido, são eficientes para controlarem a erosão do solo, incorporam carbono a substratos e aceleram a pedogênese (CORRÊA *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2013). No Distrito Federal (DF) a restauração das jazidas mineradas segue o modelo silvicultural predominante no país (RODRIGUES *et al.*, 2009; CORRÊA *et al.*, 2015), e as áreas mineradas têm sido revegetadas com espécies

arbóreas e herbáceas, separadamente ou conciliadas (STARR *et al.*, 2013; CORRÊA *et al.*, 2015).

Substratos minerados que não tiveram a camada superficial do solo preservada (*topsoil*) demandam grande quantidade de matéria orgânica (MO) para serem revegetados (CORRÊA *et al.*, 2008). Visando suprir a demanda por MO, a incorporação de lodo de esgoto a substratos minerados foi testada pela primeira vez no DF em 1994, tornando-se rotina a partir de 2003. O lodo de esgoto produzido no DF é um subproduto do tratamento de esgotos domésticos e apresenta teores significativos de MO (550,0 g kg<sup>-1</sup>), nitrogênio – N (5,5 g kg<sup>-1</sup>), fósforo – P (4,5 g kg<sup>-1</sup>) e outros nutrientes presentes em sua matéria seca. O estabelecimento espontâneo de uma cobertura vegetal herbácea é o efeito mais evidente após a incorporação de lodo de esgoto a substratos minerados no DF (SILVA *et al.*, 2013).

Desenvolvimento da cobertura vegetal, ausência de sinais de erosão, sobrevivência e desenvolvimento da vegetação implantada, recrutamento de espécies nativas e invasão por espécies alóctones são parâmetros frequentemente utilizados no monitoramento de ecossistemas em restauração (BRANCALION *et al.*, 2012). Apesar da influência da fertilidade do solo sobre a sobrevivência e o desenvolvimento de plantas (ALVES *et al.*, 2007; SILVA; CORRÊA, 2010) e da importância da fotossíntese para a manutenção dos ecossistemas terrestres e de seus processos ecológicos (DAJOZ, 2005), não se tem conhecimento de trabalhos ou normas brasileiras que utilizem a recuperação da capacidade fotossintética como indicador da restauração de ecossistemas (IBAMA, 2011). O sensoriamento remoto de coberturas vegetais e da atividade fotossintética tem sido utilizado em estudos de sazonalidade de vegetação nativa (HUETE *et al.*, 2006; SILVEIRA *et al.*, 2008; BECERRA *et al.*, 2009), caracterização e identificação de fitofisionomias (LIESENBERG *et al.*, 2007; COUTO JR. *et al.*, 2011), desmatamento (JAMALI *et al.*, 2015) e conservação da biodiversidade (TRACEWSKI *et al.*, 2016), mas é negligenciado em estudos de restauração ecológica (PINHEIRO *et al.*, 2009; BRANCALION *et al.*, 2012; STARR *et al.*, 2013; CORRÊA *et al.*, 2015). Incrementos de biomassa, cobertura vegetal e diversidade são parâmetros associados que são movidos pela fotossíntese durante o processo de sucessão ecológica (GOULDEN *et al.*, 2011; DUFFY *et al.*, 2017). Portanto, a recuperação da capacidade fotossin-

tética é processo inerente à restauração de ecossistemas (GOULDEN *et al.*, 2011). Em face do exposto, este trabalho visou avaliar, por meio de imagens de satélite, o padrão temporal de desenvolvimento da cobertura

vegetal e do nível de atividade fotossintética em jazidas mineradas e posteriormente revegetadas no DF por meio de cinco tratamentos ( $T_1$  a  $T_5$ ) que retratam as práticas de restauração utilizadas localmente.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Áreas de estudo

Sete jazidas de cascalho, escavadas em área de Cambissolo sob Cerrado sentido restrito, foram selecionadas para este estudo. O clima predominante no DF é o Tropical de Savana – Aw (Köppen), e a precipitação média anual varia entre 1.200 e 1.600 mm, com 84% do volume de chuvas ocorrendo durante o verão. A temperatura média anual oscila entre 18 e 22°C, e a umidade relativa do ar varia entre 12 e 85% (INMET, 2017).

As sete jazidas selecionadas foram revegetadas seguindo cinco tratamentos, descritos a seguir (Figura 1):

- $T_1$ : jazida abandonada à regeneração natural (controle);
- $T_2$ : jazida revegetada com espécimes arbóreos nativos do Cerrado;
- $T_3$ : jazida revegetada com espécimes herbáceos e arbóreos nativos do Cerrado;
- $T_4$ : jazida revegetada com reposição da camada superficial do solo (*topsoil*) e plantio de espécimes arbóreos nativos do Cerrado;

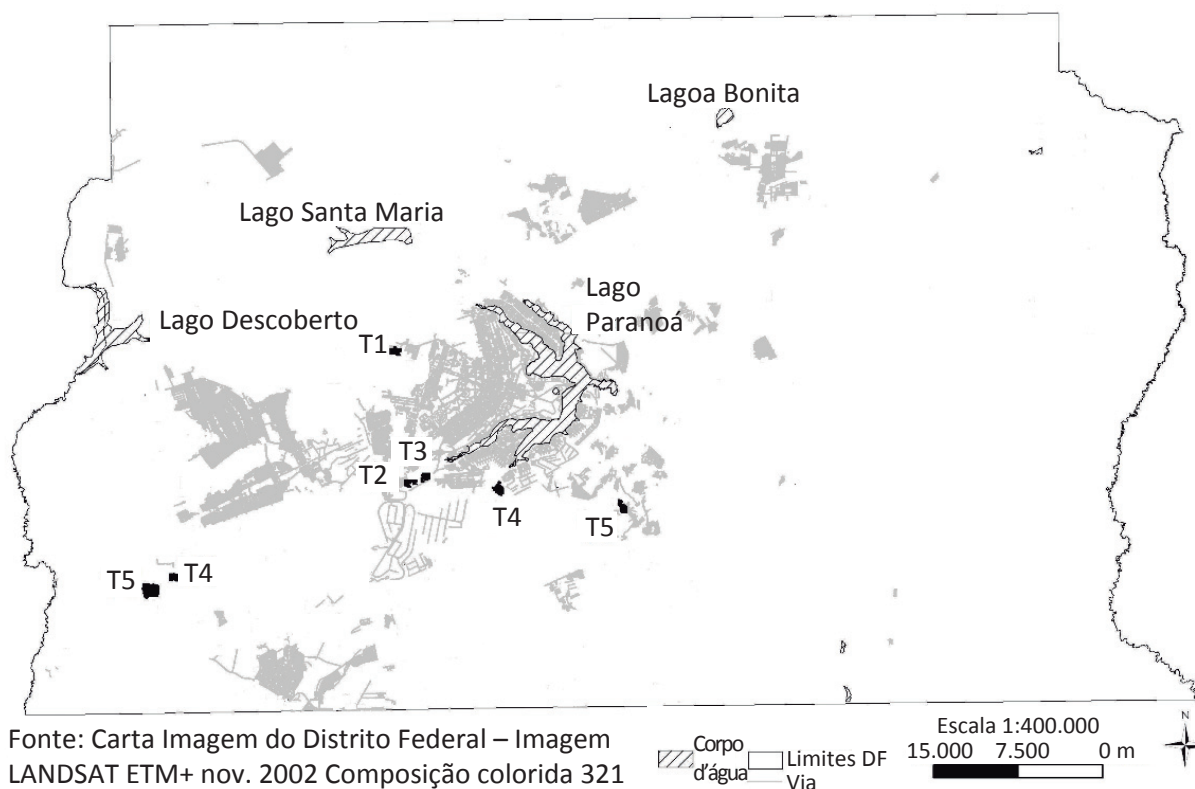


Figura 1 – Localização das jazidas estudadas no Distrito Federal (indicadas por tratamento –  $T_1$  a  $T_5$ ).



- T<sub>5</sub>: jazida espontaneamente revegetada após a incorporação de lodo de esgoto ao substrato exposto.

O tratamento T<sub>1</sub> (controle) refere-se a uma jazida explorada em 1969 e abandonada à sucessão autogênica na área do Parque Nacional de Brasília, onde as condições de sucessão são apropriadas (CORRÊA et al., 2007). O tratamento T<sub>2</sub> refere-se a uma jazida explorada entre 1972 e 1975 na atual área do Santuário de Vida Silvestre do Riacho Fundo (SVSRF). Terraços foram construídos para controle da erosão, o substrato exposto foi escarificado até a profundidade de 20 cm e covas de 250 L foram adubadas com 20 L de composto de lixo e 50 g NPK - 4:14:8. A jazida foi revegetada em 2003 exclusivamente com espécimes arbóreos nativos do bioma Cerrado a uma densidade de 625 árvores por hectare, com 77,8% de plantas sobreviventes até o final da segunda estação de crescimento (SILVA; CORRÊA, 2008). O tratamento T<sub>3</sub> refere-se a uma jazida revegetada com espécimes herbáceos e arbóreos do Cerrado, também situada no SVSRF, que apresenta o mesmo histórico de exploração, data de revegetação e tratamento das covas da jazida anterior (T<sub>2</sub>). Adicionalmente a T<sub>2</sub>, composto de lixo (20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) e fertilizante químico (1,5 Mg ha<sup>-1</sup> de NPK - 4:14:8) foram incorpora-

dos ao substrato exposto para a implantação de um estrato herbáceo entre o estrato arbóreo no tratamento T<sub>3</sub> (SILVA; CORRÊA, 2008).

O tratamento T<sub>4</sub> refere-se a duas jazidas que receberam a camada superficial do solo (*topsoil*) espalhada sobre superfície minerada antes do plantio de espécimes arbóreos nativos do Cerrado: uma jazida está situada à margem do km 14,5 da Rodovia BR-060 e fora explorada em 2001 e revegetada em 2003. A outra jazida está localizada na Área de Proteção Ambiental das Bacias do Gama e Cabeça de Veado, tendo sido explorada em 1960 e revegetada em 2005 (PINHEIRO et al., 2009). O tratamento T<sub>5</sub> se utilizou de duas jazidas que receberam lodo de esgoto: a primeira situa-se à margem do km 16 da Rodovia BR-060, explorada entre 1999 e 2001 e, em 2002, a dose de 250 t ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto (88% de umidade) foi mecanicamente incorporada ao seu substrato exposto. A segunda jazida que recebeu lodo de esgoto (T<sub>5</sub>) situa-se à margem da Rodovia BR-251, foi explorada entre 2000 e 2001 e recebeu, em 2003, tratamento semelhante à jazida anterior. A vegetação sobre essas jazidas estabeleceu-se espontaneamente nos anos que sucederam à incorporação de lodo de esgoto (SILVA et al., 2013).

## Análise da cobertura vegetal e da atividade fotossintética

A cobertura vegetal e a atividade fotossintética nas áreas de estudo foram avaliadas por meio do produto MOD13Q1 do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), que se encontra embarcado na plataforma Terra. As imagens MOD13Q1 do bimestre fevereiro-março dos anos de 2000 a 2013 foram selecionadas para análise. A escolha de um período fixo de aquisição das imagens (fevereiro-março) visou atenuar o efeito da sazonalidade climática sobre a vegetação, uma vez que a precipitação incipiente na época seca no bioma Cerrado é fator limitante à atividade fotossintética, principalmente do estrato herbáceo (HUETE et al., 2006; BECERRA et al., 2009). O bimestre fevereiro-março representa o fim da estação chuvosa na região, quando são medidos os mais elevados valores de atividade fotossintética no Cerrado (SILVEIRA et al., 2008; BECERRA et al., 2009).

Os dados MOD13Q1 são disponibilizados em formato de 16 bits e, por meio da multiplicação pelo fator de escala 0,0001, obtiveram-se dados normalizados que variam de -1 a 1. Resultados negativos representam áreas não fotossinteticamente ativas (NFA), e valores a partir de 0,03 representam a vegetação fotossinteticamente ativa (VFA). A percentagem de cobertura vegetal nas áreas estudadas foi calculada por meio da razão entre as áreas ocupadas por VFA e por NFA em cada imagem MOD13Q1 selecionada para este estudo. A intensidade da atividade fotossintética nas jazidas foi obtida a partir dos valores positivos do índice de vegetação melhorado (EVI) do produto MOD13Q1 no período fevereiro-março dos anos selecionados.

## Coleta e análises químicas das amostras dos substratos revegetados

Três amostras de substrato revegetado compostas por dez subamostras foram coletadas entre 0 e 20 cm de

profundidade em cada uma das sete áreas de estudo. As amostras foram analisadas para carbono orgânico

pelo método da combustão úmida (Walkley-Black) e posterior titulação com uma solução 0,05 M de sulfato ferroso amoniacal. Os resultados de carbono orgânico foram multiplicados por 1,724 para se estimar a concentração de MO. Nitrogênio total (N-total) foi avaliado pelo método Kjeldahl de destilação. O pH foi medido com potenciômetro em uma solução 1:2,5 de solo-água e em  $\text{CaCl}_2$ . Fósforo disponível (P-disponível) e potássio trocável (K-trocável) foram extraídos com solução Mehlich I ( $0,025 \text{ N H}_2\text{SO}_4 + 0,05 \text{ N HCl}$ ). As concentrações de P-disponível foram determinadas em fotocolorímetro a 660 nm e as concentrações de K-tro-

cável em espectrofotômetro de absorção atômica com chama. Cálcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{+2}$ ) foram extraídos com uma solução de KCl 1 N e suas concentrações determinadas em espectrofotômetro de absorção atômica com chama. Acidez potencial ( $\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$ ) foi determinada por meio de uma solução tamponada de acetato de cálcio 0,5 M e posterior titulação com NaOH 0,05 M. A partir dos resultados obtidos, foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC a pH 7), a soma de bases (S) e a porcentagem de saturação de bases (V%) dos substratos (Tabela 1), conforme a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (1997).

## Tratamento dos dados

Os valores de cobertura vegetal e de atividade fotossintética foram inseridos no eixo das ordenadas de um gráfico, tendo o tempo decorrido em anos inse-

rindo no eixo das abscissas. Modelos de regressão foram preenchidos a partir desses dados, usando-se o programa Origin 9 Pro®. As respostas aos tratamentos

**Tabela 1 – Respostas de cobertura vegetal e nível de atividade fotossintética nas jazidas estudadas em função do tratamento e do tempo.**

Tratamento	Equação	R <sup>2</sup>	Tempo até 80% de cobertura vegetal (anos)
<b>Cobertura vegetal</b>			
T <sub>1</sub> – Regeneração natural (controle)	$\hat{Y} = 5,25 + 0,79X$	0,90	94,0
T <sub>2</sub> – Revegetação com árvores	$\hat{Y} = 65,54 - 60,65e^{-0,77X}$	0,86	15,0
T <sub>3</sub> – Revegetação com árvores e ervas	$\hat{Y} = 79,01 - 73,95e^{-1,92X}$	0,99	6,0
T <sub>4</sub> – Revegetação com árvores e camada superficial do solo ( <i>topsoil</i> )	$\hat{Y} = 94,56 - 81,49e^{-0,69X}$	0,99	2,5
T <sub>4</sub> – Revegetação com árvores e camada superficial do solo ( <i>topsoil</i> )	$\hat{Y} = 97,64 - 93,34e^{-0,45X}$	0,95	3,8
T <sub>5</sub> – Revegetação com lodo de esgoto	$\hat{Y} = 96,76 - 90,21e^{-0,35X}$	0,83	4,9
T <sub>5</sub> – Revegetação com lodo de esgoto	$\hat{Y} = 81,15 - 67,39e^{-1,10X}$	0,97	3,8
	<b>Nível de atividade fotossintética</b>		<b>Tempo até atividade fotossintética máxima (anos)</b>
T <sub>1</sub> – Regeneração natural (controle)	$\hat{Y} = 0,070 + 0,004X$	0,62	> 94
T <sub>2</sub> – Revegetação com árvores	$\hat{Y} = 0,320 + 0,021 \ln X$	0,71	5
T <sub>3</sub> – Revegetação com árvores e ervas	$\hat{Y} = 0,323 + 0,022 \ln X$	0,82	2
T <sub>4</sub> – Revegetação com árvores e camada superficial do solo ( <i>topsoil</i> )	$\hat{Y} = 0,433 - 0,270e^{-0,134X}$	0,85	3
T <sub>4</sub> – Revegetação com árvores e camada superficial do solo ( <i>topsoil</i> )	$\hat{Y} = 0,239 + 0,030 \ln X$	0,96	3
T <sub>5</sub> – Revegetação com lodo de esgoto	$\hat{Y} = 0,293 + 0,042 \ln X$	0,90	7
T <sub>5</sub> – Revegetação com lodo de esgoto	$\hat{Y} = 0,493 - 0,334e^{-0,041X}$	0,61	6

foram ajustadas às equações obtidas pelas regressões (CORRÊA et al., 2008). A eficiência de cada tratamento em prover cobertura vegetal e atividade fotossintética foi definida como a função resposta dessa cobertura e dessa atividade ao tempo decorrido após a intervenção nas jazidas mineradas (BOLLAND, 1997). Os valores máximos de cobertura vegetal e de atividade fotossintética em cada área foram obtidos a partir das funções descritas pelas regressões. Relações de causa e efeito entre os valores das propriedades químicas indicadoras de fertilidade dos substratos revegetados (Tabela 1) e os valores de cobertura máxima e de atividade fotossintética foram testadas por meio de regressões, usando-se o programa Origin 9 Pro®.

Os valores das propriedades químicas indicadoras de fertilidade dos substratos revegetados (Tabela 1) foram normalizados (Equação 1), padronizados (Equação 2) e submetidos à análise multivariada (Análise de Componentes Principais) no programa Origin 9 Pro® (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998):

$$Y_i' = \log(Y_i + 1) \quad (1)$$

$$Z_i = (Y_i' - \bar{Y}')/s_{y'} \quad (2)$$

Em que:

$Z_i$  é o valor padronizado dos resultados das propriedades químicas analisadas (adimensional);

$\bar{Y}'$  é a média normalizada de cada propriedade analisada; e  $s_{y'}$  é o desvio padrão das médias normalizadas.

## RESULTADOS

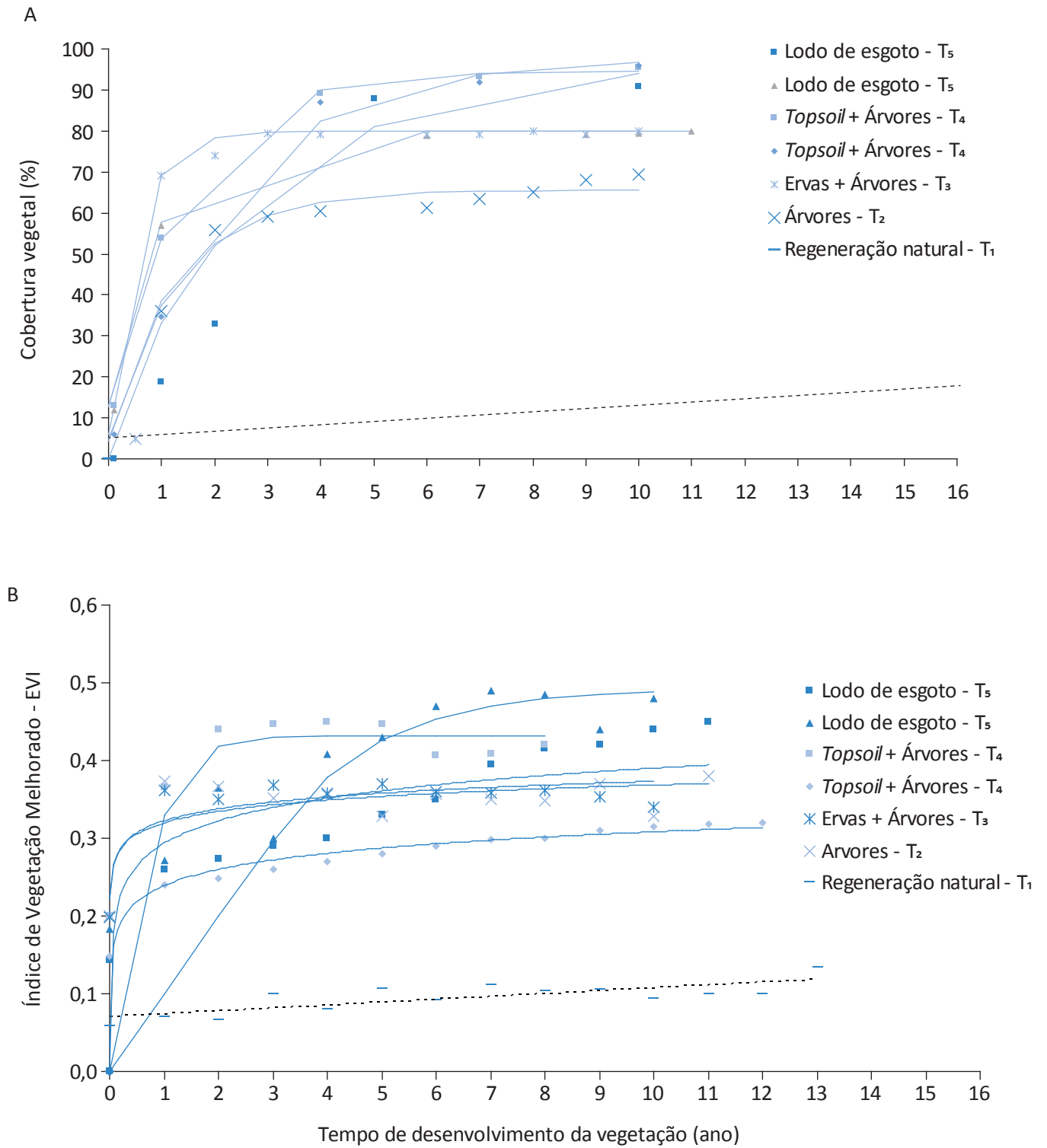
Após 44 anos de abandono, a vegetação naturalmente estabelecida na jazida deixada à sucessão no Parque Nacional de Brasília ( $T_1$ ) cobria 35% da superfície exposta pela mineração. O desenvolvimento da cobertura vegetal nessa jazida seguiu o modelo linear no período avaliado, com um incremento de 0,8% de cobertura a cada ano (Tabela 1, Figura 2A). Os tratamentos dispensados às jazidas ( $T_2$ ,  $T_3$ ,  $T_4$  e  $T_5$ ) incrementaram significativamente o estabelecimento de plantas nesses locais, e o desenvolvimento temporal da cobertura vegetal evoluiu do modelo linear de regeneração para modelos exponenciais (Figura 2A).

A velocidade de desenvolvimento da cobertura vegetal e o percentual máximo de superfície coberta variaram conforme o tratamento utilizado na revegetação das áreas. A reposição de *topsoil* sobre os substratos minerados + plantio de árvores ( $T_4$ ) proporcionou a maior cobertura vegetal entre os tratamentos avaliados, atingindo mais de 80% em 3,8 anos e 95% em 7 anos. A incorporação de lodo de esgoto aos substratos minerados ( $T_5$ ) proporcionou a maior velocidade de recobrimento vegetal, estabilizando em 80–90% de cobertura no prazo de 2 a 4 anos. Similarmente, o plantio de um estrato herbáceo conjugado a árvores ( $T_3$ ) proporcionou um rápido recobrimento do substrato minerado nos dois primeiros anos de desenvolvimento. Porém, esse recobrimento se estabilizou em 80% após uma década de desenvolvimento da vegetação. O plantio exclusivo de árvores ( $T_2$ ) a uma densidade inicial de 625 árvores por hectare proporcionou entre os tratamentos

avaliados o menor percentual de cobertura ao substrato exposto — 65% de cobertura vegetal após 10 anos.

Similarmente à resposta de cobertura vegetal, o aumento temporal da atividade fotossintética na área deixada à sucessão ( $T_1$ ) seguiu o modelo linear e atingiu o valor de 0,1 para o EVI após 44 anos de desenvolvimento da vegetação. Os diferentes tratamentos utilizados na revegetação das jazidas ( $T_2$ – $T_5$ ) incrementaram entre três e cinco vezes a atividade fotossintética em relação a  $T_1$ , atingindo seus respectivos valores máximos de EVI entre um e seis anos de desenvolvimento da vegetação (Tabela 1, Figura 2B).

Os tratamentos dispensados aos substratos expostos pela mineração resultaram em diferentes níveis de fertilidade química nesses materiais (Tabela 2). Os menores valores das propriedades químicas analisadas foram medidos na área deixada à sucessão ( $T_1$ ) e os maiores valores foram medidos nas áreas que receberam lodo de esgoto em seus substratos (Tabela 2). A Análise de Componentes Principais associou os substratos que receberam lodos de esgoto ( $T_5$ ) às concentrações medidas de MO, N, P e S (Figura 3). Da mesma forma, as áreas que receberam a camada superficial do solo (*topsoil* –  $T_4$ ) associaram-se aos valores da CTC e da acidez potencial ( $H^+ + Al^{+3}$ ) originalmente presentes nos solos das respectivas áreas (Figura 3). Os tratamentos  $T_3$  (árvores + ervas) e  $T_2$  (árvores) se posicionaram no mesmo quadrante da saturação de bases (V), e a área deixada à sucessão ( $T_1$ ) isolou-se com os valores de pH



**Figura 2 – Desenvolvimento da cobertura vegetal (A) e da atividade fotossintética (B) nas jazidas estudadas em função do tratamento e do tempo.**

medidos nos substratos (Tabela 2; Figura 3). Tentativas de associação causal entre os valores das propriedades edáficas, cobertura vegetal e atividade fotossintética lograram êxito em estabelecer que a máxima cobertura vegetal nas áreas foi função de cinco entre as onze propriedades edáficas analisadas (Max. Cobert. = 32,7

+ 1,3 MO + 5,6 CTC - 0,03 P - 8,2 Mg - 25,4 K;  $R^2 = 0,98$  e  $p < 0,05$ ). Da mesma forma, a máxima atividade fotossintética medida nas áreas relacionou-se com a CTC dos substratos revegetados (Max. Fotos. = 0,23 + 0,014 X;  $R^2 = 0,70$  e  $p < 0,05$ ).

## DISCUSSÃO

A sucessão ecológica em ecossistemas terrestres demanda paisagens estáveis (DAJOZ, 2005), e o desenvol-

vimento de uma cobertura vegetal é uma das medidas mais efetivas para a estabilização de superfícies mine-

Tabela 2 – Propriedades químicas analisadas nos substratos das jazidas revegetadas.

Tratamento	Regeneração natural – T <sub>1</sub>	Revegetação com árvores – T <sub>2</sub>	Revegetação com árvores e ervas – T <sub>3</sub>	Revegetação com árvores e camada superficial do solo (topsoil) – T <sub>4</sub>	Revegetação com árvores e camada superficial do solo (topsoil) – T <sub>4</sub>	Revegetação com lodo de esgoto – T <sub>5</sub>	Revegetação com lodo de esgoto – T <sub>5</sub>
<b>Propriedade</b>							
Matéria orgânica (g kg <sup>-1</sup> )	0,8 ± <0,1	20,3 ± 0,6	44,7 ± 0,8	11,8 ± 0,1	20,8 ± 0,3	57,1 ± 0,3	79,7 ± 0,5
pH (H <sub>2</sub> O)	5,4 ± 0,2	6,8 ± 0,1	6,3 ± 0,3	5,6 ± 0,2	5,3 ± 0,2	5,1 ± 0,1	5,1 ± 0,3
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,9 ± 0,1	6,2 ± 0,3	5,7 ± 0,2	5,2 ± 0,3	4,9 ± <0,1	5,0 ± 0,1	4,9 ± <0,1
N-total (g kg <sup>-1</sup> )	0,1 ± <0,1	1,4 ± 0,2	2,9 ± 0,2	0,9 ± <0,1	1,3 ± 0,1	3,5 ± 0,2	4,6 ± 0,3
P-disponível (mg kg <sup>-1</sup> )	0,1 ± <0,1	2,2 ± 0,1	3,7 ± 0,3	1,4 ± 0,2	1,6 ± 0,1	1.380,3 ± 10,3	1.055,0 ± 7,1
CTC (cmolc kg <sup>-1</sup> )	2,3 ± 0,4	3,1 ± 0,2	5,9 ± 0,2	12,0 ± 0,5	7,8 ± 0,3	23,8 ± 4,3	18,5 ± 1,5
V (%)	30,4 ± 4,3	77,7 ± 6,1	62,7 ± 2,3	9,0 ± 0,3	8,0 ± 1,3	57,3 ± 3,2	47,7 ± 3,8
K-trocável (cmolc kg <sup>-1</sup> )	0,1 ± <0,1	0,2 ± <0,1	1,3 ± <0,1	0,6 ± 0,2	0,3 ± <0,1	2,8 ± 0,3	2,5 ± 0,1
Ca + Mg (cmolc kg <sup>-1</sup> )	0,6 ± <0,1	2,2 ± 0,2	2,4 ± 0,2	0,5 ± <0,1	0,3 ± <0,1	10,8 ± 1,1	6,3 ± 0,3
S (cmolc kg <sup>-1</sup> )	0,7 ± 0,1	2,4 ± 0,2	3,7 ± 0,2	1,1 ± 0,1	0,6 ± 0,2	13,6 ± 2,1	8,8 ± 2,3
H + Al (cmolc kg <sup>-1</sup> )	1,6 ± 0,1	0,7 ± <0,3	2,2 ± 0,1	10,9 ± 0,9	7,2 ± 1,2	10,2 ± 1,8	9,7 ± 0,9

Média ± desvio padrão; N-total: nitrogênio-total; P-disponível: fósforo disponível; CTC: capacidade de troca catiônica; V: saturação de bases; K-trocável: potássio trocável; S: soma de bases.



radas (BAPTISTA, 2003). O controle da erosão é um dos processos facilitadores da sucessão (REIS *et al.*, 2010). Nesse sentido, considera-se que 80% de cobertura vegetal sejam suficientes para controlar a erosão pluvial e estabilizar paisagens em áreas em processo de restauração (BRANCALION *et al.*, 2012). A jazida deixada à regeneração natural ( $T_1$ ) demandaria quase um século para que sua superfície apresentasse 80% de cobertura vegetal (Tabela 1; Figura 2A). O plantio de árvores sobre o substrato exposto ( $T_2$ ) abreviou para 15 anos esse tempo, e o plantio de ervas conjugadas a árvores ( $T_3$ ) em uma mesma jazida foi capaz de reduzir de 15 para 6 anos o tempo para se atingir 80% de cobertura vegetal sobre a superfície minerada. A reposição de *topsoil* + plantio de árvores ( $T_4$ ) reduziu para 2,5 a 4 anos o

tempo necessário para se atingir essa porcentagem de cobertura sobre as superfícies expostas (Tabela 1; Figura 2A), e as jazidas que receberam lodo de esgoto ( $T_5$ ) demandaram de 4 a 5 anos para obterem o mesmo percentual de cobertura vegetal (Tabela 1; Figura 2A).

O desenvolvimento de uma cobertura vegetal é resultado do estabelecimento e crescimento de plantas que conseguem colonizar determinado local. O longo prazo demandado para que os processos naturais recuperem a cobertura vegetal da jazida no Parque Nacional de Brasília –  $T_1$  (Tabela 1; Figura 2A), onde diásporos são abundantes, retrata as condições adversas do substrato exposto pela mineração. Poucas espécies nativas do Cerrado conseguem estabelecer-se espontaneamente

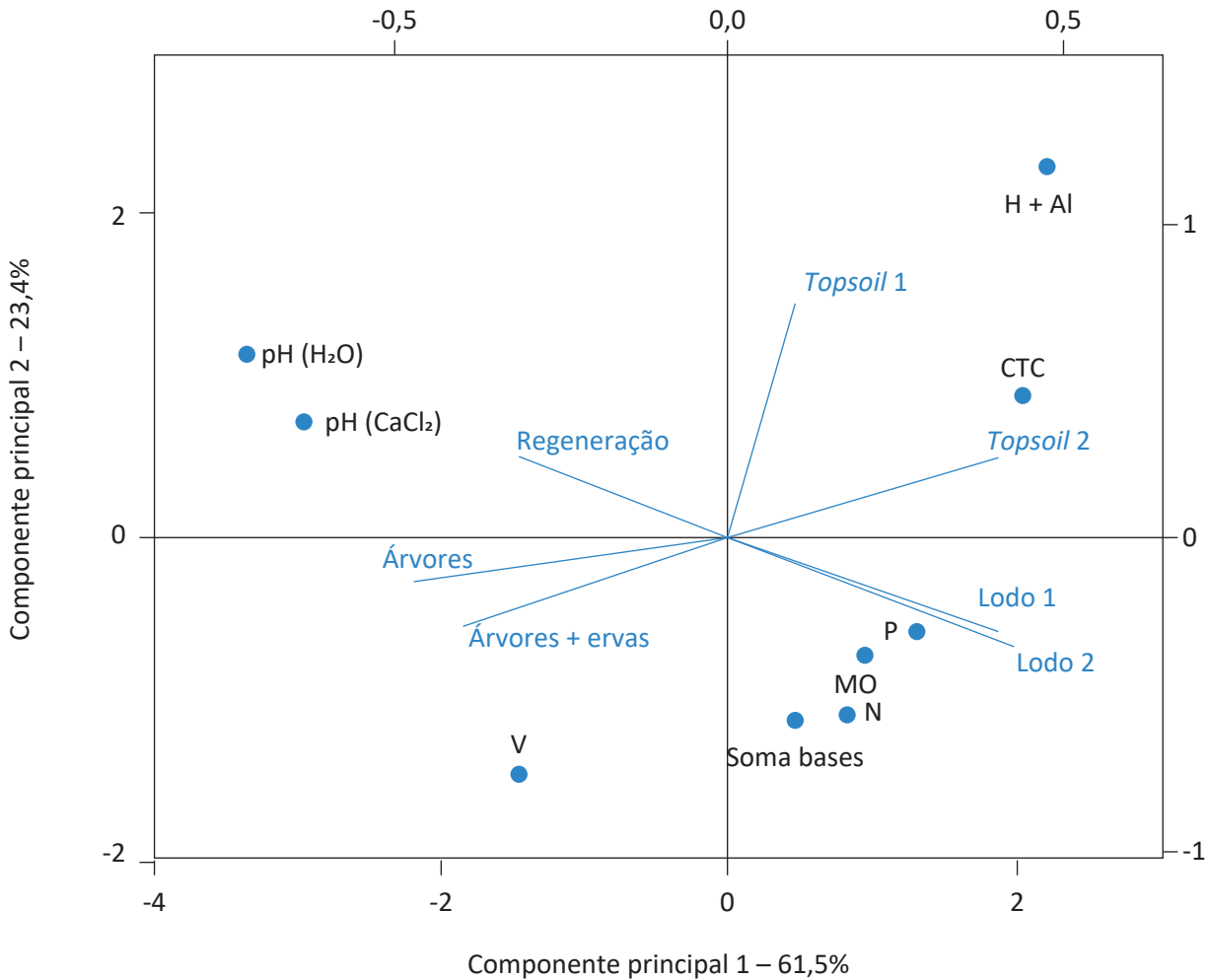


Figura 3 – Análise de Componentes Principais das propriedades químicas analisadas nos substratos das jazidas revegetadas.

te sobre substratos minerados (CORRÊA *et al.*, 2007), e incrementos de biomassa e riqueza de espécies são necessários para o desenvolvimento de ecossistemas (STARR *et al.*, 2013).

A significativa aceleração no desenvolvimento de coberturas vegetais em jazidas após o plantio de espécies arbóreas –  $T_2$  (Tabela 1; Figura 2A) não é consequência exclusiva do crescimento desses espécimes (STARR *et al.*, 2013). Árvores exercem papel relevante no recrutamento de plantas e na sucessão ecológica, porque amenizam o microclima local, atraem dispersores de sementes, oferecem complexidade estrutural ao ambiente e acabam por incrementar a cobertura e a estrutura da vegetação (KUMAR *et al.*, 2010). Além disso, a escavação e a adubação de covas que abrigam mudas arbóreas em jazidas mineradas criam substratos aptos à germinação e à colonização de ervas e arbustos que espontaneamente se estabelecem nessas mesmas covas e recobrem parte do substrato exposto (SILVA; CORRÊA, 2008). Ervas crescem mais rápido do que árvores, melhoram as condições edáficas de substratos (CORRÊA; BENTO, 2010) e podem facilitar o estabelecimento de outras plantas em um local revegetado (KUMAR *et al.*, 2010; SILVA; CORRÊA, 2010; STARR *et al.*, 2013). O estabelecimento de coberturas herbáceas sobre superfícies mineradas tem sido defendido como protocolo de restauração no Cerrado brasileiro, porque inúmeras espécies de ervas nativas são bem adaptadas às condições adversas de substratos expostos pela mineração (MARTINS *et al.*, 2001).

As jazidas mineradas que receberam a camada superficial de solo original (*topsoil*) apresentaram o mais elevado percentual de cobertura vegetal entre os tratamentos avaliados – 95% (Tabela 1; Figura 2A). Horizontes superficiais de solo (*topsoils*) apresentam os elementos necessários ao estabelecimento espontâneo de plantas, tais como MO, nutrientes, banco de sementes e microrganismos (SILVA; CORRÊA, 2010). O banco de sementes que persiste em *topsoils* permite a rápida recolonização de ambientes degradados, principalmente com espécies herbáceas (ÁVILA *et al.*, 2013), que são fundamentais no processo de sucessão ecológica (ARAÚJO *et al.*, 2004).

A incorporação de elevadas doses de lodo de esgoto (250 Mg ha<sup>-1</sup>, 88% de umidade) a substratos minerados tem criado ambientes edáficos rapidamente colonizados por plantas (SILVA *et al.*, 2013) como resultado das

elevadas concentrações de MO e nutrientes presentes nesse resíduo (PAULA *et al.*, 2011). O aumento da fertilidade de substratos tratados com lodo de esgoto (Tabela 2) é suficiente para que densas camadas de plantas se estabeleçam em jazidas mineradas (CORRÊA *et al.*, 2008). Coberturas vegetais, cujo desenvolvimento depende do saldo de matéria seca acumulada pela fotossíntese (TAIZ; ZEIGER, 2013), são essenciais no processo de restauração de ecossistemas. A biomassa vegetal, entre outras funções, supre outros níveis tróficos da cadeia alimentar com abrigo, matéria e energia (DUTTA; AGRAWAL, 2002; BECERRA *et al.*, 2009).

O Cerrado apresenta a maior riqueza de espécies vegetais entre as savanas existentes no mundo, que ocorrem em três continentes e respondem por 30% da produção primária global (IPCC, 1990). O resgate do nível original de atividade fotossintética em áreas degradadas deve ser entendido como parâmetro de restauração, pois a fotossíntese é uma das bases de formação e manutenção da estrutura e das funções ecossistêmicas (DAJOZ, 2005; STAPE *et al.*, 2008). Valores de EVI de até 0,5 têm sido medidos em formações savânicas de Cerrado, e de até 0,7 em formações florestais no mesmo bioma (LIESENBERG *et al.*, 2007; COUTO JR. *et al.*, 2011). As jazidas estudadas neste trabalho apresentavam originalmente coberturas savânicas, e apenas uma das áreas estudadas, onde foi usado lodo de esgoto ( $T_5$ ), atingiu o valor máximo de EVI (0,5) medido em áreas de Cerrado nativo (Figura 2B). As demais jazidas revegetadas por meio dos tratamentos  $T_2 - T_5$  atingiram valores máximos de EVI entre 0,3 e 0,4.

Clima e estado nutricional do ambiente edáfico são fatores determinantes do nível de atividade fotossintética de plantas (DAJOZ, 2005; STAPE *et al.*, 2008). Substratos minerados apresentam baixa fertilidade química (Tabela 2) e outros impedimentos ao pleno desenvolvimento vegetal, tais como limitada profundidade efetiva e reduzida capacidade de armazenamento de água (SILVA; CORRÊA, 2010). A recuperação da cobertura vegetal e da capacidade fotossintética nas jazidas revegetadas dependeu de 5 entre as 11 propriedades químicas analisadas (Max. Cobert.= 32,7 + 1,3 MO + 5,6 CTC - 0,03 P - 8,2 Mg - 25,4 K; R<sup>2</sup> = 0,98 e p < 0,05). Dessa forma, a restauração da cobertura vegetal e da capacidade fotossintética em áreas mineradas demanda a construção de um ambiente edáfico fértil.

A relação linear entre a CTC dos substratos revegetados e as taxas fotossintéticas máximas nas respectivas jazidas ( $\text{Max. Fotos.} = 0,23 + 0,014 X$ ;  $R^2 = 0,70$  e  $p < 0,05$ ) indica que aumentos de CTC nos substratos poderiam restaurar as taxas fotossintéticas originais dessas áreas. O maior valor de CTC medido ( $23,8 \pm 4,3 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) (Tabela 2) refere-se justamente à única jazida que atingiu o valor máximo de EVI (0,5) medido em áreas

nativas de Cerrado. Apesar dos níveis inferiores de EVI nas jazidas revegetadas em relação a áreas nativas, as respostas logarítmicas de EVI em relação ao tempo decorrido desde a revegetação (Figura 2B) sugerem que ainda haverá incrementos de atividade fotossintética nas áreas estudadas em relação aos níveis medidos neste trabalho.

## CONCLUSÕES

O tempo de desenvolvimento da vegetação, o percentual de cobertura vegetal e a atividade fotossintética variaram conforme o tratamento dado aos substratos minerados. A fertilidade química dos substratos influenciou o desenvolvimento da cobertura vegetal e da taxa fotossintética medidas. Os cinco tratamentos utilizados na revegetação das jazidas não foram capazes de resgatar o nível máximo de atividade fotossintética medido em formações savânicas de Cerrado.

Entre os tratamentos avaliados, a reposição da camada superficial do solo (*topsoil*) + plantio de árvores foi a técnica que conciliou o menor tempo de desenvolvimento da cobertura vegetal e o maior percentual de superfície coberta por vegetação. O uso dessa técnica e a aplicação de lodo de esgoto a substratos minerados promoveram o estabelecimento de coberturas vegetais entre 10 e 20% superiores ao plantio de ervas e árvores em jazidas mineradas.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro

(Edital Universal nº 14/2014) e aos revisores, cujos comentários e correções melhoraram a qualidade deste trabalho.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 31, p. 617-625, 2007.
- ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. *Scientia Florestalis*, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, 2004.
- ÁVILA, A. L.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. *Cerne*, Lavras, v. 19, n. 4, p. 621-628, 2013.
- BAPTISTA, G. M. M. *Diagnóstico ambiental da erosão laminar: modelo geotecnológico e aplicação*. Brasília: Universa, 2003. 140p.
- BECERRA, J. A. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; ALVALÁ, R. C. S. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região de Cerrado da Amazônia Legal, usando índices espectrais de vegetação. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 125-134, 2009.
- BOLLAND, M. D. A. Comparative phosphorus requirements of five annual medics. *Journal of Plant Nutrition*, Oxford, v. 20, n. 9, p. 1029-1043, 1997.

- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2012. p. 262-293.
- CORRÊA, R. S.; BAPTISTA, G. M. M.; BALDUÍNO, A. P. C.; SILVA, L. C. R. Eficiência agrônômica de dois resíduos orgânicos na revegetação do horizonte C de um Latossolo Vermelho. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 39, n. 4, p. 503-510, 2008.
- CORRÊA, R. S.; BENTO, M. A. B. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1435-1443, 2010.
- CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B.; BAPTISTA, G. M. M. Avaliação fitossociológica da sucessão autogênica em áreas mineradas no Distrito Federal. *Cerne*, Lavras, v. 13, n. 4, p. 406-415, 2007.
- CORRÊA, R. S.; MÉLO FILHO, B.; PINHEIRO, C. Q.; SANTOS, P. F. Floristic woody composition of revegetated mining sites in the Brazilian Federal District. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 31, n. 3, p. 908-922, 2015.
- COUTO JR., A. F.; CARVALHO JR., O. A.; MARTINS, E. S.; SANTANA, O. A.; SOUZA, V. V.; ENCINAS, J. I. Tratamento de ruídos e caracterização de fisionomias do Cerrado utilizando séries temporais do sensor MODIS. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 699-705, 2011.
- DAJOZ, R. *Ecologia geral*. Porto Alegre: Artmed, 2005. 519p.
- DUFFY, J. E.; GODWIN, C. M.; CARDINALE, B. J. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. *Nature*, Londres, v. 549, p. 261-264, 2017.
- DUTTA, R. K.; AGRAWAL, M. Effect of tree plantations on the soil characteristics and microbial activity of coal mine spoil land. *Tropical Ecology*, Varanasi, v. 43, n. 2, p. 315-324, 2002.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Manual de métodos de análise de solo*. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1997. 212p.
- GOULDEN, M. L.; MCMILLAN, A. M. S.; WINSTON, G. C.; ROCHA, A. V.; MANIES, K. L.; HARDEN, J. W.; BOND-LAMBERTY, B. P. Patterns of NPP, GPP, respiration, and NEP during boreal forest succession. *Global Change Biology*, New Jersey, v. 17, n. 2, p. 855-871, 2011.
- HUETE, A. R.; DIDAN, K.; SHIMABUKURO, Y. E.; RATANA, P.; SALESKA, S. R.; HUTYRA, L. R.; YANG, W.; NEMANI, R. R.; MYNENI, R. Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. *Geophysical Research Letters*, Washington, v. 33, n. 6, p. 1-4, 2006.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Instrução Normativa IBAMA nº 4, de 13/4/2011. *Diário Oficial da União*, 2011. Disponível em: <<http://www.ctpconsultoria.com.br/pdf/Instrucao-Normativa-IBAMA-04-de-13-04-2011.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2016.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Distrito Federal*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em: 13 nov. 2017.
- JAMALI, S.; JÖNSSON, P.; EKLUNDH, L.; ARDÖ, J.; SEAQUIST, J. Detecting changes in vegetation trends using time series segmentation. *Remote Sensing of Environment*, Amsterdam, v. 156, n. 1, p. 182-195, 2015.
- KUMAR, A.; RAGHUWANSHI, R.; UPADHYAY, R. S. Arbuscular mycorrhizal technology in reclamation and revegetation of coal mine spoils under various revegetation models. *Engineering*, Delaware, v. 2, p. 683-689, 2010.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology: developments in environmental modelling*. Amsterdã: Elsevier, 1998. 870p.

- LIESENBERG, V.; PONZONI, F. J.; GALVÃO, L. S. Análise da dinâmica sazonal e separabilidade espectral de algumas fitofisionomias do Cerrado com índices de vegetação dos sensores MODIS/Terra e Aqua. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 295-305, 2007.
- MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASSAN, M. Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 157-166, 2001.
- PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). The IPCC scientific assessment of climate change. In: HOUGHTON, J. T.; JENKINS, G. J.; EPHARUMS, J. J. (Eds.). *Report of working group I*. Reino Unido: Cambridge University Press, 1990. 365p.
- PAULA, R. A.; CORRÊA, R. S.; COTTA, T. P. Lixiviação de nitrato de um substrato minerado tratado com lodo de esgoto doméstico. *Bragantia*, Campinas, v. 70, n. 1, p. 104-112, 2011.
- PINHEIRO, C. Q.; CORRÊA, R. S.; SILVEIRA, I. M.; JESUS, R. S.; JORGE, R. R. A. Análise fitossociológica do estrato arbóreo de uma cascalheira revegetada no Distrito Federal. *Cerne*, Lavras, v. 15, n. 2, p. 205-214, 2009.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.
- RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, Boston, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.
- ROSCHE, C.; SCHUMACHER, J.; GUBSCH, M.; LIPOWSKY, A.; WEIGELT, A.; BUCHMANN, N.; SCHMID, B.; SCHULZE, E.-D. Using plant functional traits to explain diversity-productivity relationships. *PLoS One*, v. 7, n. 5, p. e36760, 2012.
- SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no Cerrado revegetada com *Stylosanthes* spp. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 835-841, 2010.
- SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no Cerrado. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 731-740, 2008.
- SILVA, L. C. R.; CORRÊA, R. S.; DOANE, T. A.; PEREIRA, E. I. P.; HORWATH, W. R. Unprecedented carbon accumulation in mined soils: the synergistic effect of resource input and plant species invasion. *Ecological Applications*, Washington, v. 23, n. 6, p. 1345-1356, 2013.
- SILVEIRA, E. M. O.; CARVALHO, L. M. T.; ACERBI-JÚNIOR, F. W.; MELLO, J. M. The assessment of vegetation seasonal dynamics using multitemporal NDVI and EVI images derived from MODIS. *Cerne*, Lavras, v. 14, n. 2, p. 177-184, 2008.
- STAPE, J. L.; BINKLEY, D.; RYAN, M. G. Production and carbon allocation in a clonal Eucalyptus plantation with water and nutrient manipulations. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 255, n. 3-4, p. 920-930, 2008.
- STARR, C. R.; CORRÊA, R. S.; FILGUEIRAS, T. S.; HAY, J. D. V.; SANTOS P. F. Plant colonization in a gravel mine revegetated with *Stylosanthes* spp. in a Neotropical savanna. *Landscape and Ecological Engineering*, Tokyo, v. 9, n. 1, p. 189-201, 2013.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954p.
- TRACEWSKI, L.; BUTCHART, S. H. M.; DONALD, P. F.; EVANS, M.; FISHPOOL, L. D. C.; BUCHANAN, G. M. Patterns of twenty-first century forest loss across a global network of important sites for biodiversity. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, New Jersey, v. 2, n. 1, p. 37-44, 2016.



# GENOTOXICIDADE E CITOTOXICIDADE DA ÁGUA DO RIO PASSAÚNA: BIOENSAIO COM *Allium cepa* E RELAÇÃO COM NÍVEIS DE CAFEÍNA

PASSAÚNA RIVER WATER GENOTOXICITY AND CYTOTOXICITY:  
BIOASSAY WITH *Allium cepa* AND RELATIONSHIP WITH CAFFEINE

## Giuliana Peixer

Gestora Ambiental pela Faculdade Evangélica do Paraná. Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

## Francini dos Reis Henrique

Farmacêutica pela Universidade Positivo. Mestre em Biotecnologia Industrial pela Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

## Thiago Caon

Graduado em Farmácia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e Administração Empresarial pela Escola Superior de Administração e Gerência da Universidade do Estado de Santa Catarina (ESAG-UDESC). Professor adjunto A do Departamento de Ciências Farmacêuticas, da UFSC – Florianópolis (SC), Brasil.

## Marcos Antonio Segatto Silva

Farmacêutico Industrial pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Mestre e doutor em Fármacos e Medicamentos pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Departamento de Ciências Farmacêuticas do Centro de Ciências da Saúde da UFSC – Florianópolis (SC), Brasil.

## Cíntia Mara Ribas de Oliveira

Química pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre e doutora em Ciências Biológicas (área de concentração Bioquímica) pela UFPR. Professora titular do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

## Eliane Carvalho de Vasconcelos

Química pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Mestre e doutora em Ciência (área de concentração Química Analítica) pela USP. Professora titular do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Eliane Carvalho de Vasconcelos – Rua Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5.300 – Campo Comprido – 81210-330 – Curitiba (PR), Brasil –  
E-mail: [evasconcelos@up.edu.br](mailto:evasconcelos@up.edu.br)

Recebido: 27/04/2016

Aceito: 20/11/2017

## RESUMO

Os recursos naturais se tornam cada vez mais limitados, em consequência da degradação ambiental. O presente trabalho teve como objetivo verificar possível correlação entre dados de genotoxicidade/citotoxicidade, via teste de *Allium cepa*, em amostras de águas superficiais e determinações de concentração do micropoluinte cafeína. Analisando-se amostras de água de um rio urbano, foi encontrada uma correlação positiva,  $R = 0,504$  e  $p = 0,095$ , entre os valores de concentração de cafeína na água e o índice de aberrações cromossômicas (IAC), obtido no bioensaio, representando certa dependência entre as variáveis. Os resultados de citotoxicidade e genotoxicidade apresentaram variação no índice mitótico (IM) e aberrações cromossômicas (AC), respectivamente. Os resultados do bioensaio, quando relacionados à presença de cafeína, indicam a contaminação por esgoto contendo substâncias que podem levar a essas alterações, por exemplo, fármacos. Demonstra-se, assim, a potencialidade do uso das técnicas para auxiliar nas tomadas de decisão para proteção dos mananciais.

**Palavras-chave:** biomonitoramento; águas superficiais; micropoluinte.

## ABSTRACT

Natural resources are becoming more limited and degraded. This study sought to evaluate the possible correlation between genotoxicity and cytotoxicity, via the *Allium cepa*, and caffeine concentration in the water of an urban river. A positive correlation ( $R = 0.504$  and  $p = 0.095$ ) was found between the concentration of caffeine and the aberrations index chromosome (IAC), obtained from a bioassay, representing dependence between the variables. The results of cytotoxicity and genotoxicity showed variation in mitotic index (MI) and chromosomal aberrations, respectively. The bioassay results when related to the presence of caffeine indicate sewage contamination containing substances that may have caused these changes, e.g., drugs. The study herein demonstrates the potentiality of using those techniques to assist in decision making for protecting water resources.

**Keywords:** biomonitoring; surface water; micropollutant.

## INTRODUÇÃO

Todas as atividades sociais e econômicas necessitam de água para sua sustentabilidade. Isso gera conflitos de interesses entre os diversos usuários, devido aos crescentes problemas de quantidade e qualidade. Além do consumo humano, outros usos igualmente importantes e de interesse das comunidades devem ser considerados, como industrial, agropecuário, turístico, paisagístico, recreacional, de irrigação e de navegabilidade (BRUNKOW *et al.*, 2004). Para garantir a quantidade de água necessária para suprir toda a demanda, vários rios são barrados para que se formem reservatórios. Com isso, é importante a realização de um monitoramento ambiental da bacia hidrográfica, a fim de manter a qualidade da água em reservatórios (SANTOS, 1999).

Na Região Metropolitana de Curitiba, o barramento na bacia do Rio Passaúna (Paraná) deu origem ao reservatório de mesmo nome, utilizado para captação de água para abastecimento público. Saunitti *et al.*, já em 2004, destacavam que a falta de esgotamento sanitário e a expansão urbana irregular na região gerava fontes de poluição prejudiciais à qualidade ambiental da bacia hidrográfica desse rio. Essa influência foi, posteriormente, também observada por Silva *et al.* (2011), que isolaram cepas de *Escherichia coli* multirresistentes a antibióticos em amostras de água da área.

Tendo em vista que os contaminantes presentes no ambiente aquático, que derivam principalmente da descarga de águas residuárias domésticas, são motivos de preocupação devido ao possível impacto ecológico para a biota do ambiente (PETRIE *et al.*, 2015), indicadores de poluição de origem antrópica são essenciais para identificar e monitorar processos de remediação de fontes de contaminação e, assim, proteger a saúde pública (GARRIDO *et al.*, 2016; MCLELLAN & EREN, 2014). Na literatura, a cafeína tem sido utilizada como indicadora de influências antropogênicas (MACHADO *et al.*, 2016; GARRIDO *et al.*, 2016; ZARRELLI *et al.*, 2014; FERREIRA, 2005; CHEN *et al.*, 2002), e sua presença pode estar associada à de outros contaminantes orgânicos, como: ciprofloxacina, paracetamol (SIM *et al.*, 2010); di-n-butiltalato, bisfenol, 17 $\beta$ -estradiol e 17 $\alpha$ -etinilestradiol (SODRÉ *et al.*, 2007). A simples presença de marcadores químicos, no entanto, pode não ser suficiente para determinar o quanto esses contaminantes estão influenciando na qualidade da água e na

manutenção de ecossistemas aquáticos. Estudos que verifiquem se a água de um determinado corpo hídrico apresenta toxicidade potencial podem fornecer informações mais seguras sobre sua qualidade e auxiliar na escolha de estratégias mais adequadas para minimização do problema. O teste de toxicidade utilizando *Allium cepa* vem sendo empregado, nesse sentido, como um bioensaio, devido ao baixo custo de análise (FISKESJÖ, 1985; RANK, 2003), facilidade de aplicação (FISKESJÖ, 1985; RANK, 2003), sensibilidade (LEME & MARIN-MORALES, 2009; SMAKA-KINCL *et al.*, 1996; FISKESJÖ, 1985), confiabilidade (SMAKA-KINCL *et al.*, 1996), além de boas condições dos cromossomos do organismo-teste para avaliar aberrações ocasionadas por xenobióticos (FISKESJÖ, 1985). Uma das primeiras análises utilizando *Allium cepa* foi realizada por Levan (1938), quando os efeitos da colchicina foram investigados. Desde então, o teste vem sendo utilizado em avaliações ambientais, por exemplo, de amostras de águas de lagos (GRISOLIA *et al.*, 2005; BARBOSA, 2008) e de rios (CASTRO E SOUSA *et al.*, 2017; DÜSMAN *et al.*, 2014; SILVA & NASCIMENTO, 2013; CIRCUNVIS *et al.*, 2012; FERREIRA *et al.*, 2012; BIANCHI *et al.*, 2011; MENEGUETTI *et al.*, 2011; MENDES *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2011; MANZANO, 2010; SANTOS *et al.*, 2009; PERON *et al.*, 2009; MASCHIO *et al.*, 2009; LEME & MARIN-MORALES, 2008; CARITÁ & MARIN-MORALES, 2008; EGITO *et al.*, 2007; AMARAL *et al.*, 2007; MATSUMOTO & MARIN-MORALES, 2005).

A associação de um método que determine a ocorrência de micropoluentes em corpos hídricos com um que dimensione aspectos de toxicidade que as misturas xenobióticas ali presentes podem ocasionar traz contribuições no tocante à gestão de reservatórios, tendo em vista que análises integradas propiciam diagnósticos mais qualificados das áreas e podem servir para balizar tomadas de decisão por parte dos gestores de companhias de saneamento, quanto às prioridades para remediação. Nesse contexto, a hipótese do presente estudo é que a associação entre resultados de análise de cafeína em águas e do teste de *Allium cepa* pode servir como um método na verificação da qualidade química e presença de compostos tóxicos em um dado corpo hídrico. Dessa forma, o objetivo da pesquisa foi verificar possível correlação entre dados de genotoxicidade/citotoxicidade, com base nesse teste, em amostras de águas superficiais

e determinações de concentração do micropoluinte cafeína. Para tanto, utilizou-se como modelo de estudo o

Rio Passaúna, por se inserir em uma bacia urbana, que contempla diferentes tipos de uso e ocupação do solo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas do presente estudo foram realizadas no Rio Passaúna, que faz parte da Bacia Hidrográfica do Alto-Iguaçu, e cuja nascente situa-se no município de Almirante Tamandaré (GONZAGA *et al.*, 2004) entre as Seras de São Luiz do Purunã e Bocaina, com percurso de 57 km até desembocar no Rio Iguaçu (DIAS, 1997). As

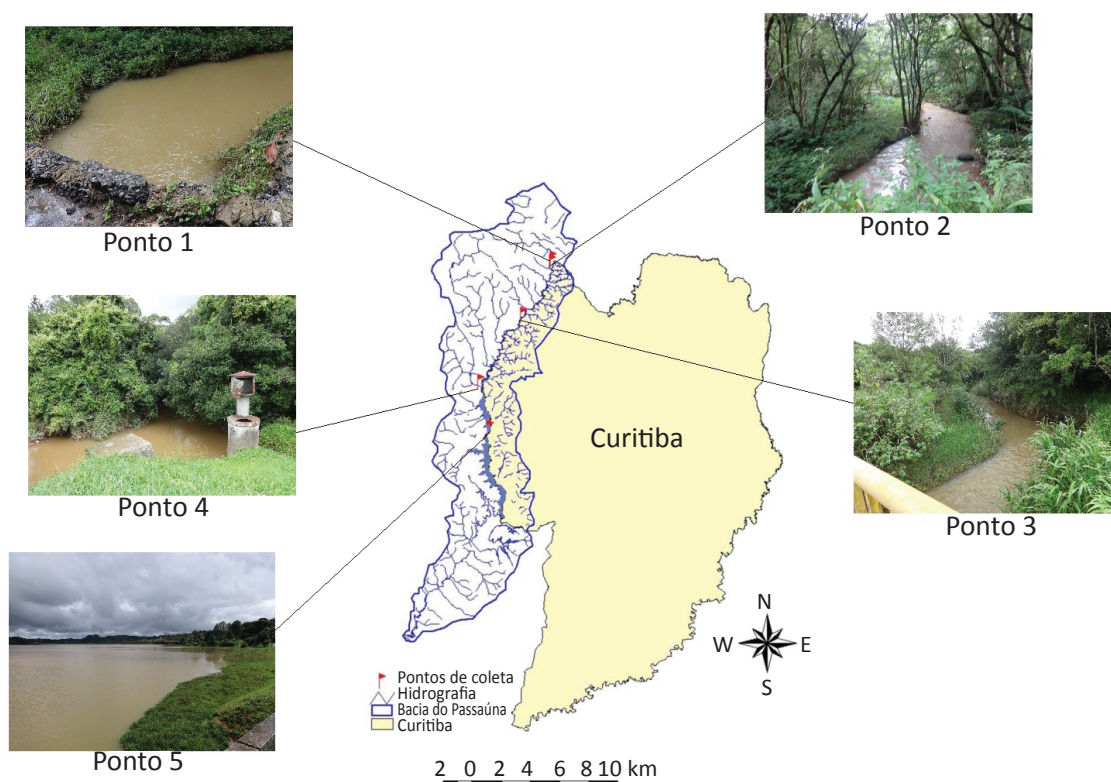
amostras de água foram coletadas em cinco pontos do Rio Passaúna (Figura 1), mensalmente dos meses de outubro de 2014 a janeiro de 2015, próximo aos mesmos pontos utilizados por Silva *et al.* (2011) e Bocalon (2007), cujas coordenadas geográficas e localização estão informadas na Tabela 1.

### Ensaio de toxicidade

Os experimentos foram realizados conforme descrito por Oliveira *et al.* (2011), com modificações.

Cebolas orgânicas foram adquiridas no mercado municipal de Curitiba (PR) e delas utilizados três bulbos (*Allium cepa*) para cada uma das amostras. Os bulbos foram colo-

cados em béqueres contendo as amostras da água do rio, durante um período de 72 horas, para enraizamento, em estufa incubadora Novatecnica NT 718, a 22°C, com fotoperíodo de 10 horas. Após essa fase, as raízes dos bulbos com maior desenvolvimento foram cortadas e fixadas em etanol/ácido acético glacial numa proporção de 3:1 (v/v)



Fonte: adaptado de Silva *et al.* (2011).

**Figura 1 – Identificação dos pontos de coleta de água superficial, no Rio Passaúna, definido como modelo de estudo.**

(Carnoy) por 5 minutos e conservadas em álcool 70% sob refrigeração. Um controle negativo com água destilada foi conduzido seguindo as mesmas condições.

As pontas das raízes foram submetidas à reação de Feulgen, consistindo de hidrólise ácida com HCl 4 N a 24°C por 75 minutos, interrompida com rápida lavagem em HCl 0,1 N (gelado), seguida por imersão por 40 minutos em reagente de Schiff (corante púrpura nucleofílico) e lavagem com água sulfurosa e água destilada posteriormente. Para o preparo das lâminas, cada raiz foi enxugada em papel filtro; a região meristemática das raízes foi cortada em 1 cm, e a coifa retirada em seguida. A parte da raiz selecionada foi colocada em uma lâmina e uma gota de ácido acético 45% foi adicionada. Esta foi, então, cortada em pequenos pedaços, coberta

### Determinação da concentração de cafeína

Para a análise da presença de cafeína, um litro de cada amostra foi filtrado utilizando papel de filtro comum com o objetivo de retirar as partículas maiores. A seguir, as amostras foram filtradas utilizando filtros Millipore com poros de 0,45 µm.

As amostras filtradas foram submetidas à extração em fase sólida (SPE) para retirada da cafeína da água, utilizando cartuchos Oasis® HLB 12cc (500 mg) LP Extraction Cartridge.

Para proceder à extração, os cartuchos foram condicionados com 2 mL de metanol grau HPLC e em seguida com 2 mL de água destilada. Em seguida a água filtrada foi eluí-

### Análise dos dados

Os resultados foram analisados estatisticamente utilizando-se o software StatPlus:mac de Analyst

com uma lamínula para que fosse esmagada com leve pressão com o auxílio de um bastão de vidro e pressionada com papel filtro para o espalhamento. A análise das lâminas foi realizada em microscópio de luz com aumento de 40 vezes (GUERRA & SOUZA, 2002).

Para cada raiz, foi preparada uma lâmina e em cada uma delas, 500 células foram contadas, totalizando 1.500 células por bulbo e 4.500 por ponto de coleta. Foram observadas, em cada célula, as ocorrências de divisão, de alterações cromossômicas e calculado o percentual de índice mitótico (IM) (PIRES *et al.*, 2001).

Para o presente estudo, não foi realizada a remoção das lamínulas após o processo de preparo das lâminas, conforme Oliveira *et al.* (2011) haviam descrito, pois a análise foi feita a fresco.

da em um fluxo aproximado de 6 mL.min<sup>-1</sup>. Após a eluição da água, o analito de interesse foi extraído passando-se 6 mL de metanol grau HPLC para tubos de ensaio.

Os extratos coletados nos tubos foram secos sob um fluxo suave de nitrogênio e em seguida foram reconstituídos com 1 mL de metanol grau HPLC. Após reconstituição, o extrato foi analisado utilizando um sistema de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), Shimadzu com detector UV-VIS-DAD no comprimento de onda de 274 nm; coluna cromatográfica Allcrom 5 µ C18 (2) 100 A° com comprimento igual a 250 mm; fase móvel 30% metanol: 70% água com fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup>.

Soft Inc. — programa de análise estatística, Versão 2009. Os dados (divisão celular, índice mitótico e

Tabela 1 – Localização dos pontos de coleta de água do Rio Passaúna.

Pontos	Latitude SUL	Longitude OESTE	Localização
1	25°21'9,18"	49°20'18,10"	Situado a montante da Lamenha Pequena
2	25°21'2,12"	49°20'16,77"	Situado a jusante do Aterro Sanitário da Lamenha Pequena
3	25°22'57,11"	49°21'32,10"	Próximo à estrada do Cerne
4	25°25'39,00"	49°23'19,90"	Próximo à ponte da BR 277 que cruza o Rio Passaúna
5	25°27'22,25"	49°22'55,56"	Próximo à entrada do Reservatório do Passaúna



índice de aberração cromossômica) foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Em seguida, foi aplicado o teste para análise de variância (ANOVA), seguido do teste de Fisher para avaliação tanto do índice mitótico como de divisão

celular. O índice de aberração cromossômica foi submetido ao teste de Kruskal-Wallis. As concentrações de cafeína e os índices de aberração cromossômica foram submetidos ao teste de correlação de Pearson ( $p = 0,05$ ).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os organismos (*Allium cepa*) submetidos a todas as amostras de água coletadas no Rio Passaúna apresentaram mais células em prófase do que em intérfase, da mesma forma que o observado no controle negativo (branco). Os resultados das contagens de células de organismos *Allium cepa* expostos às amostras de água coletadas no mês de outubro, para todos os pontos de análise do Rio Passaúna, apresentaram diferença estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) entre prófase e intérfase com relação aos outros meses, conforme observado na Tabela 2.

Os organismos submetidos às amostras coletadas no mês de outubro apresentaram aumento significativo, em relação ao controle, para o número de células em anáfase e telófase. Este crescimento pode indicar a presença de substâncias que possuem a capacidade de favorecer o aparecimento de tumores, confirmando o observado para a elevação do IM (Tabela 3).

No presente estudo, observou-se uma redução do IM (Tabela 3) nas raízes dos organismos que cresceram em contato apenas com as amostras do Passaúna coletadas nos pontos 1 e 2, no mês de novembro, o que indica a presença de poluente(s) citotóxico(s) nas águas analisadas. Já os organismos submetidos às amostras coletadas nos pontos 1, 2, 3 e 5, no mês de outubro, tiveram IM superiores aos do grupo controle, o que pode sugerir a presença de poluente(s) aquático(s) potencialmente indutor(es) do crescimento desordenado de células (CASTRO & SOUSA *et al.*, 2017). Além disso, o número de células dos organismos expostos às amostras coletadas no mês de outubro foi estatisticamente diferente do identificado para os mesmos pontos em outros meses, sendo possível perceber números maiores de células em divisão para amostras coletadas nesse mês.

Alterações no IM de *Allium cepa* submetido a águas de rios no Brasil também foram observadas por outros autores. Tais rios apresentavam-se impactados em decorrência do uso do solo, devido, por exemplo, a lançamento de efluentes industriais (CASTRO & SOU-

SA *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2011; PERON *et al.*, 2009), agricultura (PERON *et al.*, 2009) e lançamento de esgoto doméstico (OLIVEIRA *et al.*, 2011; AMARAL *et al.*, 2007), de forma semelhante ao uso da bacia do Rio Passaúna.

Similar ao observado no presente trabalho, quando organismos *Allium cepa* foram expostos a amostras de água do Rio Passaúna, coletadas no mês de outubro, Amaral *et al.* (2007) identificaram o potencial de amostras de água coletadas no Rio Tapanhon (Pindamonhangaba-SP) em induzir aumento no IM desse organismo quando comparado ao controle negativo. Tais autores relacionaram o estímulo à mitose com a possibilidade de ocorrência de substância(s) no corpo hídrico receptor, passíveis de causar efeitos genotóxicos em organismos.

Já em novembro, nos organismos submetidos às amostras coletadas nos pontos 1 e 2, foram observados resultados contrários a outubro. Ocorreu uma diminuição no IM, o que pode representar uma maior concentração de agentes químicos citotóxicos nestes pontos. Segundo Smaka-Kincl *et al.* (1996), o nível de citotoxicidade das águas contaminadas pode ser determinado pela taxa de redução do IM em relação ao controle negativo. A presença de metais pesados, como alumínio, também pode causar efeitos citotóxicos (CASTRO & SOUSA *et al.*, 2017).

A redução no IM pode estar relacionada aos processos de eutrofização que se acentuam em épocas de pouca chuva, conforme descrito por Peron *et al.* (2009), quando avaliaram a qualidade do Rio Pirapó (Apucarana-PR). Essa relação não pode ser aplicada ao presente estudo, pois o mês de novembro apresentou índice pluviométrico de 200 mm, de modo que foi descartada a influência de possíveis processos de eutrofização. Sendo assim, os resultados sugerem que esses pontos receberam algum tipo de descarte que continha substâncias capazes de provocar efeitos citotóxicos no organismo teste.



Ferreira *et al.* (2012), ao avaliarem a citotoxicidade das águas dos ribeirões Varginha (Califórnia-PR) e Tabatinga (Mandaguari-PR), observaram que não houve alterações estatisticamente significativas, nos IM de *Allium cepa* submetidos às amostras de

água de ambos os locais. Assim como descrito para a bacia do Rio Passaúna, as regiões estudadas por Ferreira *et al.* (2012) abrigam empresas do setor industrial e recebem lançamentos de efluentes industriais e domésticos.

**Tabela 2 – Contagem de células (média  $\pm$  desvio padrão) das amostras analisadas durante o período de outubro de 2014 a janeiro de 2015.**

Ponto de coleta	Mês	Prófase	Metáfase	Anáfase	Telófase	Intérfase
Ponto 1	out.	346,22 $\pm$ 36,72 <sup>*a</sup>	21,78 $\pm$ 10,67 <sup>*a</sup>	12,11 $\pm$ 9,00 <sup>*a</sup>	15,00 $\pm$ 8,48 <sup>*a</sup>	104,89 $\pm$ 22,26 <sup>*a</sup>
	nov.	300,89 $\pm$ 14,72	16,33 $\pm$ 10,17	6,22 $\pm$ 3,80	12,33 $\pm$ 7,44	164,22 $\pm$ 22,61
	dez.	303,89 $\pm$ 36,40	13,11 $\pm$ 6,31	5,78 $\pm$ 2,33	10,33 $\pm$ 4,66	166,89 $\pm$ 34,78
	jan.	312,89 $\pm$ 32,73	10,00 $\pm$ 4,90	7,55 $\pm$ 3,16	10,56 $\pm$ 4,61	159,00 $\pm$ 32,89
Ponto 2	out.	336,11 $\pm$ 25,30 <sup>*a</sup>	16,78 $\pm$ 11,72 <sup>*a</sup>	6,67 $\pm$ 5,63 <sup>*a</sup>	13,89 $\pm$ 5,71 <sup>*a</sup>	126,55 $\pm$ 21,35 <sup>*a</sup>
	nov.	296,56 $\pm$ 23,73	16,44 $\pm$ 7,84	6,78 $\pm$ 4,46	14,67 $\pm$ 6,38	165,56 $\pm$ 31,10
	dez.	314,00 $\pm$ 29,72	14,44 $\pm$ 5,66	5,89 $\pm$ 4,14	11,89 $\pm$ 4,59	153,78 $\pm$ 26,49
	jan.	306,89 $\pm$ 25,51	15,44 $\pm$ 12,16	9,00 $\pm$ 5,87	16,56 $\pm$ 15,60	152,11 $\pm$ 33,00
Ponto 3	out.	371,00 $\pm$ 40,46 <sup>*a</sup>	14,89 $\pm$ 10,88 <sup>*a</sup>	7,00 $\pm$ 4,55 <sup>*a</sup>	10,33 $\pm$ 4,92 <sup>*a</sup>	96,78 $\pm$ 27,49 <sup>*a</sup>
	nov.	281,22 $\pm$ 29,86	22,33 $\pm$ 12,46	12,44 $\pm$ 7,33	26,11 $\pm$ 14,64	157,89 $\pm$ 17,42
	dez.	335,33 $\pm$ 35,92	10,33 $\pm$ 4,77	4,44 $\pm$ 2,40	7,33 $\pm$ 3,57	142,56 $\pm$ 31,60
	jan.	324,78 $\pm$ 33,46	10,89 $\pm$ 5,97	4,67 $\pm$ 2,18	10,78 $\pm$ 1,85	148,89 $\pm$ 34,29
Ponto 4	out.	312,67 $\pm$ 38,60 <sup>*a</sup>	20,55 $\pm$ 7,37 <sup>*a</sup>	9,00 $\pm$ 3,60 <sup>*a</sup>	17,11 $\pm$ 5,30 <sup>*a</sup>	140,67 $\pm$ 42,28 <sup>*a</sup>
	nov.	298,67 $\pm$ 41,29	23,22 $\pm$ 21,27	9,44 $\pm$ 8,53	20,22 $\pm$ 12,23	148,00 $\pm$ 37,32
	dez.	329,22 $\pm$ 28,72	9,44 $\pm$ 5,81	3,77 $\pm$ 3,03	7,33 $\pm$ 3,42	150,22 $\pm$ 25,20
	jan.	323,56 $\pm$ 20,10	10,00 $\pm$ 4,69	4,56 $\pm$ 2,60	8,56 $\pm$ 3,94	153,33 $\pm$ 17,89
Ponto 5	out.	304,55 $\pm$ 29,92 <sup>*a</sup>	48,22 $\pm$ 16,67 <sup>*a</sup>	15,44 $\pm$ 6,58 <sup>*a</sup>	18,11 $\pm$ 10,59 <sup>*a</sup>	113,67 $\pm$ 22,98 <sup>*a</sup>
	nov.	280,33 $\pm$ 37,82	34,77 $\pm$ 18,16	19,33 $\pm$ 12,71	22,22 $\pm$ 12,55	143,33 $\pm$ 17,83
	dez.	325,78 $\pm$ 21,81	16,89 $\pm$ 5,80	8,89 $\pm$ 3,92	8,78 $\pm$ 1,92	139,67 $\pm$ 18,99
	jan.	332,78 $\pm$ 26,00	7,33 $\pm$ 5,24	3,33 $\pm$ 1,66	7,00 $\pm$ 4,06	149,56 $\pm$ 25,12
Controle Negativo	out.	305,22 $\pm$ 33,05	19,00 $\pm$ 13,75	10,11 $\pm$ 5,84	10,44 $\pm$ 7,90	155,22 $\pm$ 46,48
	nov.	337,78 $\pm$ 34,13	12,11 $\pm$ 6,60	6,56 $\pm$ 6,06	12,00 $\pm$ 8,54	131,56 $\pm$ 18,74
	dez.	327,11 $\pm$ 15,23	11,22 $\pm$ 6,92	5,44 $\pm$ 3,28	11,22 $\pm$ 4,49	145,00 $\pm$ 19,50
	jan.	320,22 $\pm$ 33,63	7,56 $\pm$ 3,91	5,44 $\pm$ 5,27	7,11 $\pm$ 3,52	159,67 $\pm$ 32,54

\*significativamente diferente do controle ( $p < 0,05$ ); <sup>a</sup>significativamente diferente dos meses de novembro, dezembro e janeiro.

**Tabela 3 – Índices mitóticos em porcentagem, índices de aberrações cromossômicas em porcentagem das amostras analisadas durante o período de outubro de 2014 a janeiro de 2015 e do controle negativo. Concentração ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) de cafeína obtida para os pontos estudados durante o período de outubro de 2014 a dezembro de 2014.**

Ponto de coleta	Mês	IM	IAC	Concentração de cafeína
Ponto 1	out.	79,02 $\pm$ 4,45 <sup>*abc</sup>	0,13 $\pm$ 0,07*	0,193
	nov.	67,16 $\pm$ 4,52*	0,04 $\pm$ 0,08*	< LQ
	dez.	66,62 $\pm$ 6,96	0,00 $\pm$ 0,00	0,137
	jan.	68,20 $\pm$ 6,58	0,07 $\pm$ 0,07*	n.a.
Ponto 2	out.	74,69 $\pm$ 4,27 <sup>*abc</sup>	0,02 $\pm$ 0,04*	0,132
	nov.	66,89 $\pm$ 6,22*	0,07 $\pm$ 0,00*	< LQ
	dez.	69,24 $\pm$ 5,29	0,04 $\pm$ 0,04*	0,208
	jan.	69,58 $\pm$ 6,59	0,09 $\pm$ 0,10*	n.a.
Ponto 3	out.	80,64 $\pm$ 5,49 <sup>*abc</sup>	0,11 $\pm$ 0,04*	0,164
	nov.	68,42 $\pm$ 3,48	0,09 $\pm$ 0,04*	0,435
	dez.	71,49 $\pm$ 6,32	0,16 $\pm$ 0,10*	0,175
	jan.	70,22 $\pm$ 6,86	0,04 $\pm$ 0,04*	n.a.
Ponto 4	out.	71,87 $\pm$ 8,46 <sup>abc</sup>	0,00 $\pm$ 0,00	0,257
	nov.	70,36 $\pm$ 7,46	0,07 $\pm$ 0,07*	0,118
	dez.	69,96 $\pm$ 5,04	0,02 $\pm$ 0,04*	0,020
	jan.	69,33 $\pm$ 3,58	0,02 $\pm$ 0,04*	n.a.
Ponto 5	out.	77,27 $\pm$ 4,59 <sup>*abc</sup>	0,11 $\pm$ 0,04*	0,190
	nov.	71,33 $\pm$ 3,57	0,07 $\pm$ 0,07*	0,075
	dez.	72,07 $\pm$ 3,79	0,02 $\pm$ 0,04*	< LQ
	jan.	70,09 $\pm$ 5,02	0,04 $\pm$ 0,04*	n.a.
Controle Negativo	out.	68,96 $\pm$ 9,29	00,00 $\pm$ 0,00	n.a.
	nov.	73,69 $\pm$ 3,75	00,00 $\pm$ 0,00	n.a.
	dez.	71,00 $\pm$ 3,90	00,00 $\pm$ 0,00	n.a.
	jan.	68,07 $\pm$ 6,51	00,00 $\pm$ 0,00	n.a.

< LQ: abaixo do limite de quantificação; n.a.: não analisado; \* diferente do controle; <sup>a</sup> diferente entre os meses no mesmo ponto; <sup>b</sup> diferente entre os pontos no mesmo mês; <sup>c</sup> diferente entre os meses e os pontos. IM: índices mitóticos; IAC: índices de aberrações cromossômicas.

Além dos efeitos citotóxicos verificados no presente estudo, também foram observadas alterações cromossômicas nas células avaliadas para os organismos sub-

metidos às amostras de água do Passaúna. Foram observados cinco tipos de aberrações cromossômicas (AC) em *Allium cepa* decorrentes da exposição à água do Rio

Passaúna: anáfase com perda de cromossomo, C-metáfase (Figura 2A), anáfase com ponte, metáfase aderido e metáfase com perda de cromossomo. No controle negativo, não foram encontradas aberrações (Figura 2B).

Segundo Castro e Sousa *et al.* (2017) e Souza *et al.* (2013), a identificação de AC poderia sugerir a ocorrência de contaminação por substâncias genotóxicas nas amostras avaliadas em seu ensaio.

Os resultados obtidos para as AC corroboram com os estudos de Castro e Sousa *et al.* (2017) e Oliveira *et al.* (2011), sobre o potencial mutagênico dos poluentes nas águas dos rios Guaribas (Piauí) e Paraíba do Sul (São Paulo), respectivamente. Os autores sugeriram que estas aberrações indicam o potencial mutagênico de substâncias nocivas aos organismos que vivem no ambiente e que podem variar de acordo com o tempo, sazonalidade, vazão do corpo hídrico e índice de chuva. O presente

estudo, ao analisar amostras de água do Rio Passaúna, não obteve resultados de aberração com diferença significativa entre os meses avaliados.

Os índices de chuva para o período de outubro a dezembro na região do Rio Passaúna não apresentaram grande variação (120 e 160 mm, respectivamente). O maior índice pluviométrico foi observado para o mês de janeiro (180 mm), porém não foi possível estabelecer uma relação com os resultados observados para o número de aberrações encontradas, conforme sugerido por Oliveira *et al.* (2011).

Amostras de água coletadas no ponto 3 ocasionaram maior variedade de tipos de AC nas raízes de *Allium cepa* (Figura 2B). Em todos os pontos foram observadas AC do tipo anáfase com ponte e anáfase com perda de cromossomo, que indicam a presença de substâncias com atividade clastogênica (SEOANE & DULOUT, 1999).

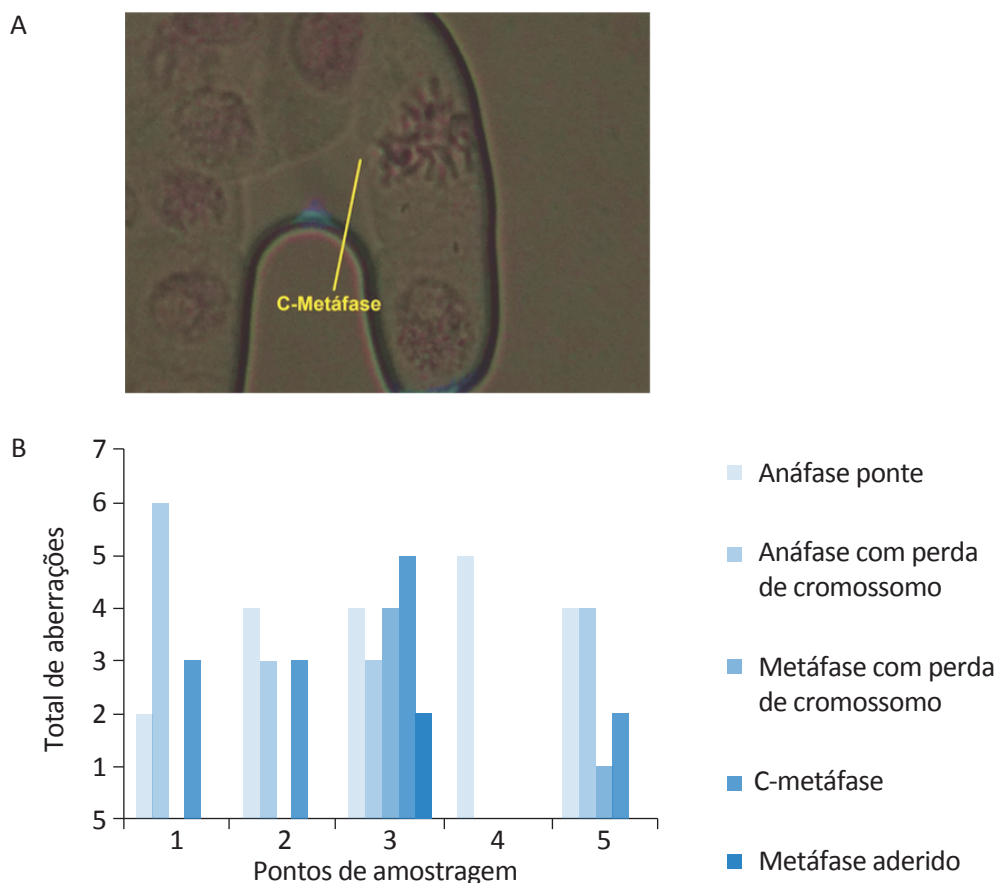


Figura 2 – (A) C-metáfase induzida em células de raízes de *Allium cepa* pela amostra de água superficial coletada no dia 21/10/2014 no ponto 1 estudado; (B) número total de aberrações cromossômicas observadas para os tratamentos em 18.000 células analisadas.

Os demais pontos também apresentaram AC, prevalecendo as em anáfase, o que pode estar relacionado às alterações observadas no mês de outubro, no tocante ao maior número de células em anáfase.

Organismos submetidos a efluentes coletados em duas estações de tratamento de esgoto, em diferentes estados da Índia (Saharanpur e Aligarh), tiveram seus IM reduzidos quando comparados ao controle negativo, além de apresentarem AC como pontes cromossômicas, cromossomos aderidos, quebra e fragmentação (TABREZ & AHMAD, 2011), em consonância aos resultados encontrados nos pontos 1 e 2 do Rio Passaúna, no mês de novembro do presente estudo.

No Rio Tapanhon, em Pindamonhangaba, São Paulo, não houve diferença estatisticamente significativa entre as amostras quando comparadas entre si em relação às AC; porém, células aberrantes foram observadas em todos os tratamentos, apresentando resultados estatisticamente significativos quando comparados ao controle. As aberrações mais frequentes ocasionadas em *Allium cepa* por exposição às águas desse rio foram cromossomos aderidos, pontes, desgarrados, C-mitoses e, em menor frequência, anáfases multipolares (AMARAL *et al.*, 2007).

Em outro estudo empregando *Allium cepa* como organismo-teste (BIANCHI *et al.*, 2011), amostras de água coletadas no Rio Monjolinho, quando coletadas no verão interferiram na divisão celular das raízes, induzindo alterações como AC, micronúcleos e alterações no IM em pelo menos um dos pontos estudados. Os autores identificaram que, no inverno, os resultados das AC e IM não foram diferentes dos observados no controle negativo. No outono, houve presença significativa de AC em um dos pontos. Já na primavera, todas as amostras de água apresentaram potencial para inibir a divisão celular. Os resultados de Bianchi *et al.* (2011) corroboram com os observados nos organismos submetidos às amostras coletadas nos pontos 1 e 2 no mês de novembro, cujo IM apresentou-se alterado em comparação ao controle.

As diferenças observadas na Figura 2 não corroboram os resultados mostrados no Índice de Aberrações Cromossômicas (IAC) (Tabela 3), segundo o qual não houve diferença significativa entre os pontos avaliados; ou seja, embora as amostras do ponto 3 tenham causado maior número de tipos de AC ao organismo teste, o IAC não foi diferente dos demais pontos.

Os resultados do IAC demonstram que, com exceção dos organismos submetidos às amostras coletadas no ponto 1, em dezembro, e no ponto 4, em outubro, todos os outros tiveram resultados significativamente diferentes do controle. Apesar de não haver diferença estatística entre os pontos, os organismos submetidos à amostra coletada no ponto 3 apresentaram uma tendência em ter um IAC maior do que os de outros pontos. Essa tendência pode ser melhor visualizada com o maior número de AC observadas para esse ponto.

Em relação à cafeína, as concentrações no presente estudo (Tabela 3) estão abaixo daquelas encontradas na literatura para outros rios na cidade de Curitiba: Atuba, Palmital, Iguaçu, Iraí, Pequeno, Itaqui (IDE & ARTIGAS, 2011) e Barigui (FROEHNER *et al.*, 2011) — nesses estudos, foram encontrados valores que variaram de 608,57 a 0,228  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

A cafeína tem sido utilizada como indicador de contaminação por esgotos (FROEHNER *et al.*, 2011; PUERRI *et al.*, 2012; EDWARDS *et al.*, 2015; EKKLESIA *et al.*, 2015; KUZMANOVIC *et al.*, 2015; PHILLIPS *et al.*, 2015; SENTA *et al.*, 2015; THOMAIDI *et al.*, 2015), podendo, dessa forma, ser empregada por órgãos ambientais e companhias de saneamento como um parâmetro para verificação de ineficiência do sistema de esgotamento sanitário ou ocorrência de lançamentos clandestinos.

Froehner *et al.* (2011) encontraram uma relação positiva entre os parâmetros físico-químicos (nitrato e DBO), microbiológicos (coliformes termotolerantes) e a concentração de cafeína. Segundo os autores, tal resultado indica que a cafeína é proveniente de esgoto doméstico e efluente de estação de tratamento. Esse tipo de correlação também pode ser feito para outros parâmetros, com o objetivo de estabelecer a fonte da contaminação.

No presente estudo, a correlação entre a concentração de cafeína e o IAC apresentou-se positiva,  $R = 0,504$ ,  $p = 0,095$ . O valor de R indica uma correlação moderada entre as variáveis (FIGUEIREDO FILHO & SILVA JÚNIOR, 2009), representando certa dependência entre elas. Uma correlação moderada pode sugerir que a fonte dos poluentes responsáveis por provocar as alterações na divisão celular não seja exclusivamente o lançamento de esgoto doméstico. Entre as atividades que ocorrem na região do Rio Passaúna está a mineração de pedra, areia, argila, saibro e brita (COMEC, 2012), e é sabido que metais relacionados a atividades de mi-

neração possuem atividade genotóxica quando *Allium cepa* é exposto a águas por eles contaminadas (OLIVEIRA *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2012).

Montagner *et al.* (2014) sugeriram a utilização da cafeína como marcador da presença de substâncias com atividade estrogênica em águas naturais. Embora ela não possua essa atividade, sua ocorrência em águas pode estar associada, porém, à presença de uma série de substâncias passíveis de exercer esse tipo de efeito sobre a biota aquática e sobre o homem. Os autores encontraram uma relação positiva entre a atividade estrogênica e a concentração de cafeína a partir de 100 ng.L<sup>-1</sup>. Considerando-se, assim, as concentrações desse alcaloide encontradas no presente trabalho, em amostras de água do Rio Passaúna (Tabela 3), é possível inferir que as amostras de outubro apresentaram níveis de cafeína indicativos da provável presença de substâncias com atividade estrogênica.

As demais amostras analisadas também apresentaram concentrações compatíveis com a presença de substâncias com atividade estrogênica, com exceção dos pontos 1, 2 e 5, em novembro, e dos pontos 4 e 5, em dezembro. Quando presente na água de rios, a

cafeína costuma estar associada a outras substâncias que também possuem atividades citotóxicas e genotóxicas, como, por exemplo, anti-inflamatórios e bisfenol A (FROEHNER *et al.*, 2011; PUERARI *et al.*, 2012; EDWARDS *et al.*, 2015; EKKLESIA *et al.*, 2015; KUZMANOVIC *et al.*, 2015; PHILLIPS *et al.*, 2015; SENTA *et al.*, 2015; THOMAIDI *et al.*, 2015).

Os resultados obtidos no presente estudo, alinhados aos de outros autores aqui apresentados, reforçam a necessidade de medidas estruturais no Brasil quanto às deficiências sanitárias, para que possam ser minimizados os riscos ante a presença de micropoluentes em ecossistemas aquáticos. Nesse contexto, os sistemas de coleta e tratamento de esgoto, principalmente doméstico, precisam de maior atenção do poder público, para que os mananciais possam ser protegidos. Trabalhos que utilizaram *Allium cepa* como organismo teste para averiguar a qualidade de água de rios, de norte a sul do Brasil (CASTRO & SOUZA *et al.*, 2017; AMARAL *et al.*, 2007) corroboram o observado no estudo de caso na bacia do Passaúna, demonstrando, de maneira conjunta, a potencialidade do uso da técnica para auxiliar nas tomadas de decisão para proteção dos mananciais.

## CONCLUSÕES

Os resultados obtidos possibilitaram estabelecer uma correlação moderada entre a toxicidade e a concentração de cafeína. Para testar se essa ligação é realmente apenas moderada, é necessário que sejam elaborados novos estudos considerando rios mais e menos poluídos que o Passaúna.

Em função dos resultados obtidos, não é possível descartar uma análise em relação a outra. Mas, as análises de genotoxicidade e presença de cafeína podem ser ferramentas úteis para o monitoramento e gerenciamento da bacia, por demonstrarem de forma mais clara que os impactos sofridos pelo rio vão além da presença de cepas de bactérias multirresistentes a antibióticos.

O presente estudo demonstra o contínuo processo de degradação da qualidade da água do Rio Passaúna e a

presença de substâncias que provocam efeitos citotóxicos e genotóxicos como preocupante, por se tratar de substâncias não removidas pelo tratamento convencional de água para abastecimento público.

A partir dos resultados obtidos, sugere-se aos órgãos públicos responsáveis a adoção de medidas de saneamento, como a ampliação da rede coletora de esgotos e a fiscalização em empresas da bacia hidrográfica do Passaúna, a fim de minimizar os lançamentos de efluentes sem os devidos tratamentos. Faz-se necessário, também, que o poder público adote medidas para que as leis de uso e ocupação do solo sejam cumpridas, e crie programas de educação ambiental para sensibilizar e conscientizar a população.

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Positivo pelo apoio financeiro e bolsa de estudo concedida à aluna de mestrado Giuliana Pixier.



## REFERÊNCIAS

- AMARAL, A. M.; BARBÉRIO, A.; VOLTOLINI, J. C.; BARROS, L. Avaliação preliminar da citotoxicidade e genotoxicidade, da água da bacia do Rio Tapanhon (SP-Brasil) através do teste *Allium* (*Allium cepa*). *Revista Brasileira de Toxicologia*, v. 20, n. 1-2, p. 65-72, 2007.
- BARBOSA, J. S. *Análise da genotoxicidade das águas da lagoa de Extremoz-RN*. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.
- BIANCHI, J.; ESPINDOLA, E. L. G.; MARIN-MORALES, M. A. Genotoxicity and mutagenicity of water samples from the Monjolinho River (Brazil) after receiving untreated effluents. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, p. 826-833, 2011.
- BOCALON, T. S. *Estudos de sedimentos do Rio Passaúna, com ênfase na determinação de metais pesados*. 99f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Positivo, Curitiba, 2007.
- BRUNKOW, R. F.; XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; DOMINGUES, L. L.; WOSIACK, A. C.; SANTANA, S. S.; ANDRADE, E. F. *Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, no período de 1999 a 2004*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004. 13 p.
- CARITÁ, R.; MARIN-MORALES, M. A. Induction of chromosome aberrations in the *Allium cepa* test system caused by the exposure of seeds to industrial effluents contaminated with azo dyes. *Chemosphere*, v. 72, p. 722-725, 2008.
- CASTRO E SOUSA, J. M.; PERON, A. P.; SILVA E SOUSA, L.; HOLANDA, M. M.; LIMA, A. M. V.; OLIVEIRA, V. A.; SILVA, F. C. C.; LIMA, L. H. E. G. M.; MATOS, L. A.; DANTAS, S. M. M. M.; AGUIAR, R. P. S.; ISLAM, M. T.; MELO-CAVALCANTE, A. A. C.; BONECKER, C. C.; JÚLIO JUNIOR, H. F. Cytotoxicity and genotoxicity of Guaribas river water (Piauí, Brazil), influenced by anthropogenic action. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, p. 301, 2017.
- CHEN, Z.; PAVELIC, P.; DILLON, P.; NAIDU, R. Determination of caffeine as a tracer of sewage effluent in natural waters by on-line solid-phase extraction and liquid chromatography with diode-array detection. *Water Research*, v. 36, n. 19, p. 4830-4838, 2002.
- CIRCUNVIS, A. C.; HECK, M. C.; VICENTINI, V. E. P. Investigação do potencial citotóxico das águas superficiais do ribeirão atlântico (Madaguaçu-PR) em *Allium cepa* L. *Saúde e Biologia*, v. 7, n. 3, p. 7-14, 2012.
- COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA (COMEC). *Zoneamento da APA do Passauna*. Curitiba: Governo do Paraná, 2012. Disponível em: <[http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/CTPLAN/gt\\_psa/2a\\_reuniao/Apresentacao\\_APA\\_Passauna\\_comec.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/COALIAR/CTPLAN/gt_psa/2a_reuniao/Apresentacao_APA_Passauna_comec.pdf)>. Acesso em: 21 ago. 2015.
- DIAS, L. N. *Estudo integrado da bacia hidrográfica do reservatório Passaúna (Araucária – Paraná – Brasil), considerando a inter-relação da ocupação dos solos com a qualidade de água*. 141f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.
- DÜSMAN, E.; LUZZA, M.; SAVEGNAGO, L.; LAUXEN, D.; VICENTINI, V. E. P.; TONIAL, I. B.; SAUER, T. P. *Allium cepa* L. as a bioindicator to measure cytotoxicity of surface water of the Quatorze River, located in Francisco Beltrão, Paraná, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 3, p. 1793-1800, 2014.
- EDWARDS, Q. A.; KULIKOV, S. M.; GARNER-O'NEALE, L. D. Caffeine in surface and wastewaters in Barbados, West Indies. *Springer Plus*, v. 4, n. 1, p. 1-12, 2015.
- EGITO, L. C. M.; MEDEIROS, M. G.; MEDEIROS, S. R. B.; AGNEZ-LIMA, L. F. Cytotoxic and genotoxic potencial of surface water from the Pitimbu river, northeastern/RN Brazil. *Genetics and Molecular Biology*, v. 30, p. 435-441, 2007.
- EKKLESIA, E.; SHANAHAN, P.; CHUA, L. H. C.; EIKAAS, H. S. Associations of chemical tracers and faecal indicator bacteria in a tropical urban catchment. *Water Research*, v. 75, p. 270-281, 2015.

- FERREIRA, A. P. Caffeine as an environmental indicator for assessing urban aquatic ecosystems. *Caderno de Saúde Pública*, v. 21, n. 6, p. 1884-1892, 2005.
- FERREIRA, C. F.; FRUEH, A. B.; DÜSMAN, E.; HECK, M. C.; VICENTINI, V. E. P. Avaliação da citotoxicidade das águas dos ribeirões Varginha (Califórnia-PR) e Tabatinga (Mandaguari-PR), em *Allium cepa* L. *Saúde e Biologia*, v. 7, n. 2, p. 46-54, 2012.
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Desvendando os mistérios do coeficiente de Correlação de Pearson (r). *Política Hoje*, v. 18, n. 1, 2009.
- FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. *Chemosphere*, v. 102, p. 99-112, 1985.
- FROEHNER, S.; MACHADO, K. S.; FALCÃO, F.; MONNICH, C.; BESSA, M. Inputs of Domestic and Industrial Sewage in Upper Iguassu, Brazil Identified by Emerging Compounds. *Water Air Soil Pollution*, v. 215, n. 1-4, p. 251-259, 2011.
- GARRIDO, E.; CAMACHO-MUÑOZ, D.; MARTÍN, J.; SANTOS, A.; SANTOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Monitoring of emerging pollutants in Guadiamar River basin (South of Spain): analytical method, spatial distribution and environmental risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, p. 25127-25144, 2016.
- GONZAGA, C. A. M.; WANDEMBRUCK, A.; SEGER, C. D.; BIONDI, D. Análise paisagística da trilha recreativa do Parque Municipal do Passaúna, Curitiba, Paraná. *Cadernos da Biodiversidade*, v. 4, n. 2, p. 66-73, 2004.
- GRISOLIA, C. K.; OLIVEIRA, A. B. B.; BONFIM, H.; KLAUTAU-GUIMARÃES, M. N. Genotoxicity evaluation of domestic sewage in a municipal wastewater treatment plant. *Genetics and Molecular Biology*, v. 28, n. 2, p. 334-338, 2005.
- GUERRA, M.; SOUZA, M. J. *Como observar cromossomos: um guia de técnica em citogenética vegetal, animal e humana*. São Paulo: Funpec, 2002.
- IDE, A. H.; ARTIGAS, A. V. *Utilização da cafeína como traçador da atividade antrópica na bacia do Alto Iguçu*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- KUZMANOVIC, M.; GINEBRED, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Risk assessment based prioritization of 200 organic micropollutants in 4 Iberian rivers. *Science of the Total Environment*, v. 503-504, p. 289-299, 2015.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research*, v. 682, n. 1, p. 71-81, 2009.
- LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water – a case study. *Mutation Research*, v. 650, n. 1, p. 80-86, 2008.
- LEVAN, A. The effect of colchicine on root mitosis in *Allium*. *Hereditas*, v. 24, p. 471-486, 1938.
- MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W. F.; FERNANDES, A. N.; SODRÉ, F. F.; ALMEIDA, F. V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. R.O.; BICHINHO, K. M.; SEVERO, F. J.R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 572, p. 138-146, 2016.
- MANZANO, B. C. *Avaliação dos potenciais citotóxico, genotóxico e mutagênico das águas do ribeirão Tatu, região de Limeira/SP, após o recebimento de efluentes urbanos*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2010.
- MASCHIO, Lucilene Regina. *Avaliação do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico das águas do Rio Preto na área de influência da região de São José do Rio Preto/SP*. 2009. 194 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,

Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, 2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/102733>>. Acesso em: 10 jun. 2014.

MATSUMOTO, S. T.; MARIN-MORALES, M. A. Toxic and genotoxic effects of trivalent and hexavalent chromium – a review. *Revista Brasileira de Toxicologia*, v. 18, p. 77-85, 2005.

MCLELLAN, S. L.; EREN, A. M. Discovering new indicators of fecal pollution. *Trends in Microbiology*, v. 22, n. 12, p. 697-706, 2014.

MENDES, B. G.; BUDZIAK, D.; STOLBERG, J.; PEIXER, Z. I.; DALMARCO, J. B.; SIMIONATTO, E. L.; PEDROSA, R. C.; FELIPE, K. B.; OGAWA, J.; PEGORARO, C.; SCHEFFER, L.; BESEN, M. R.; OLIVEIRA, L. J. G. G.; GEREMIAS, R. Estudo da qualidade das águas do Rio Marombas (SC/Brasil), utilizando parâmetros físico-químicos e bioensaios. *Revista de Ciências Ambientais*, v. 5, n. 2, p. 43-58, 2011.

MENEGUETTI, D. U. O.; SILVA, F. C.; ZAN, R. A.; POLETTI, P. O.; RAMOS, L. J. Adaptação da técnica de micronúcleo em *Allium cepa*, para futuras análises de mutagenicidade dos rios da região do vale do Jamari, Rondônia, Amazônia ocidental. *Pesquisa & Criação*, v. 10, n. 2, p. 181-187, 2011.

MONTAGNER, C. C.; UMBUZEIRO, G. A.; PASQUINI, C.; JARDIM, W. F. Caffeine as an indicator of estrogenic activity in source water. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 16, n. 8, p. 1866-1869, 2014.

OLIVEIRA, J. P. W.; SANTOS, R. N.; PIBERNAT, C. C.; BOEIRA, J. M. Genotoxicidade e Análises Físico-Químicas das águas do Rio dos Sinos (RS) usando *Allium cepa* e *Eichhornia crassipes* como bioindicadores. *Biochemistry and Biotechnology Reports*, v. 1, n. 1, p. 15-22, 2012.

OLIVEIRA, L. M.; VOLTOLINI, J. C.; BARBÉRIO, A. Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil utilizando o teste *Allium cepa*. *Ambi-agua*, v. 6, p. 90-103, 2011.

PERON, A. P.; CANESIN, E. A.; CARDOSO, C. M. V. Potencial mutagênico das águas do Rio Pirapó (Apucarana, Paraná, Brasil) em células meristemáticas de raiz de *Allium cepa*. Porto Alegre. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 7, n. 2, p. 155-159, 2009.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, v. 72, p. 3-27, 2015.

PHILLIPS, P. J.; SCHUBERT, C.; ARGUE, D.; FISHER, I.; FURLONG, E. T.; FOREMAN, W.; GRAY, J.; CHALMERS, A. Concentrations of hormones, pharmaceuticals and other micropollutants in groundwater affected by septic systems in New England and New York. *Science of the Total Environment*, v. 512-513, p. 43-54, 2015.

PIRES, N. M.; SOUZA, I. R. P.; PRATES, H. T.; FARIA, T. C. L.; PEREIRA FILHO, I. A.; MAGALHÃES, P. C. Efeito do extrato aquoso de leucena sobre o desenvolvimento, índice mitótico e atividade peroxidase em plântulas de milho. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, Sete Lagoas, v. 13, p. 55-65, 2001.

PUERARI, L.; CARREIRA, R. S.; NETO, A. C. B.; ALBARELLO, L. C.; GALLOTTA, F. D. C. Regional Assessment of Sewage Contamination in Sediments of the Iguaçu and the Barigui Rivers (Curitiba City, Paraná, Southern Brazil) using Fecal Steroids. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 23, p. 2027-2034, 2012.

RANK, J. The method of *Allium* anaphase-telophase chromosome aberration assay. *Ekologija*, v. 1, p. 38-42, 2003.

SANTOS, A. *Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficial Anhumas – Américo Brasiliense – SP*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

SANTOS, T. C. O.; MACIEL, L. F.; LEAL, K. S.; BENDER, A. E. N.; PAIVA, T. S.; GARCAS, G. L.; MARTINO-ROTH, M. G. Mutagenic potential of water from Pelotas Creek in Rio Grande do Sul, Brazil. *Genetics and Molecular Research*, v. 8, n. 3, p. 1057-1066, 2009.

SAUNITTI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da barragem do rio Passaúna-Curitiba-PR. *Boletim Paranaense de Geociências*, n. 54, p. 65-82, 2004.

SENTA, I.; GRACIA-LOR, E.; BORSOTTI, A.; ZUCCATO, E.; CASTIGLIONI, S. Wastewater analysis to monitor use of caffeine and nicotine and evaluation of their metabolites as biomarkers for population size assessment. *Water Research*, v. 74, p. 23-33, 2015.

SEOANE, A. I.; DULOUT, F. N. Contribution to the validation of the anaphase-telophase test: aneugenic and clastogenic effects of cadmium sulfate, potassium dichromate and nickel chloride in Chinese hamster ovary cells. *Genetics and Molecular Biology*, v. 22, n. 4, p. 551-555, 1999.

SILVA, C. C.; NASCIMENTO, F. M. Citogenotoxicidade de amostras de água do Rio Tietê em células meristemáticas radiculares de *Allium cepa*. *Atas de Saúde Ambiental*, v. 1, n. 1, 2013. Disponível em: <<http://www.revistaseletronicas.fmu.br/index.php/ASA/article/view/315>>. Acesso em: 10 jun. 2014.

SILVA, T. F. B. X.; RAMOS, D. T.; DZIEDZIC, M.; OLIVEIRA, C. M. R.; VASCONCELOS, E. C. Microbiological quality and antibiotic resistance analysis of a Brazilian water supply source. *Water Air and Soil Pollution*, v. 218, p. 611-618, 2011.

SIM, W.; LEE, J.; OH, J. Occurrence and fate of pharmaceuticals in wastewater treatment plants and rivers in Korea. *Environmental Pollution*, v. 158, p. 1938-1947, 2010.

SMAKA-KINCL, V.; STEGNAR, P.; LOVKA, M.; TOMAN, M. J. The evaluation of waste, surface and ground water quality using the *Allium* test procedure. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, v. 368, p. 171-179, 1996.

SODRÉ, F. F.; MONTAGNER, C. C.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos em águas superficiais da região de Campinas (SP, Brasil). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 2, n. 2, p. 187-196, 2007.

SOUZA, P. M. S.; CORROQUÉ, N. A.; MORALES, A. R.; MARIN-MORALES, M. A.; MEI, L. H. I. PLA and Organoclays Nanocomposites: degradation process and evaluation of ecotoxicity using *Allium cepa* as Test Organism. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 21, n. 4, p. 1052-1063, 2013.

TABREZ, S.; AHMAD, M. Oxidative stress-mediated genotoxicity of wastewaters collected from two different stations in northern India. *Mutation Research*, v. 726, p. 15-20, 2011.

THOMAIDI, V. S.; STASINAKIS, A. S.; BOROVA, V. L.; THOMAIDIS, N. S. Is there a risk for the aquatic environment due to the existence of emerging organic contaminants in treated domestic wastewater? Greece as a case-study. *Journal of Hazardous Materials*, v. 283, p. 740-747, 2015.

ZARRELLI, A.; DELLAGRECA, M.; IESCE, M. R.; LAVORGNA, M.; TEMUSSI, F.; SCHIAVONE, L.; CRISCUOLO, E.; PARRELLA, A.; PREVITERA, L.; ISIDORI, M. Ecotoxicological evaluation of caffeine and its derivatives from a simulated chlorination step. *Science of the Total Environment*, v. 470-471, p. 453-458, 2014.

# ANÁLISE DO CUSTO OPERACIONAL DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO LÁCTICO E DE *LACTOBACILLUS PLANTARUM* CCT 0580 UTILIZANDO MELAÇO DE CANA-DE-AÇÚCAR

OPERATING COST ANALYSIS OF LACTIC ACID AND  
*LACTOBACILLUS PLANTARUM* CCT 0580 PRODUCTION USING SUGARCANE MOLASSES

**André Luiz**

**Vasconcellos Vargas**

Mestre em Tecnologia Ambiental pela Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda (EEIMVR) da Universidade Federal Fluminense (UFF).

**Letícia Hotz Lepsch**

Graduanda em Química Tecnológica pelo Instituto de Ciências Exatas (ICEEx) da UFF.

**Afonso Aurélio**

**de Carvalho Peres**

Professor do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da EEIMVR-UFF.

**Ricardo de Freitas Branco**

Professor do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da EEIMVR-UFF.

**Endereço para correspondência:**

André Luiz Vasconcellos Vargas – Avenida dos Trabalhadores, 420, Sala D44, 4º andar – Vila Santa Cecília – 27255-125 – Volta Redonda (RJ), Brasil – E-mail: andrevascovargas@gmail.com

**Recebido:** 30/06/2016

**Aceito:** 13/09/2017

## RESUMO

Neste trabalho, estudaram-se as produções de ácido láctico e de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 utilizando diferentes fontes de carbono: glicose (GLIC), melaço de cana-de-açúcar (MEL) e meio Man, Rogosa e Sharpe (MRS), como controle. Com base nos resultados dos processos fermentativos, foram realizadas análises de custos de produção, utilizando a técnica de orçamentação parcial (OP), para comparar os custos operacionais efetivos encontrados na produção, em escala laboratorial. Os resultados mostraram a máxima concentração de ácido láctico em 72 h: MRS  $12,60 \pm 0,42$  g.L<sup>-1</sup>, MEL  $6,50 \pm 0,21$  g.L<sup>-1</sup> e GLIC  $0,90 \pm 0,00$  g.L<sup>-1</sup>. Para as concentrações de biomassa úmida de *L. plantarum* CCT 0580, os resultados máximos foram: MRS  $16,90 \pm 3,54$  g.L<sup>-1</sup> (48 h), MEL  $7,59 \pm 0,66$  g.L<sup>-1</sup> (72 h) e GLIC  $3,00 \pm 0,85$  g.L<sup>-1</sup> (24 h). Os resultados econômicos encontrados na orçamentação parcial mostraram ser vantajosas as substituições de glicose e MRS por melaço para a produção de ácido láctico e de biomassa, independentemente do tempo de fermentação.

**Palavras-chave:** custos de produção; fermentação; orçamentação parcial; resíduos agroindustriais; sustentabilidade.

## ABSTRACT

This paper presents lactic acid and *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 biomass production using different carbon sources: glucose (GLIC), sugarcane molasses (MEL) and Man, Rogosa and Sharpe medium (MRS), as control. Based on the results of fermentative processes, cost analyses were performed using the partial budgeting technique to compare the effective operating costs found in production in laboratory scale. The results showed the maximum concentration of lactic acid in 72 h: MRS  $12.60 \pm 0.42$  g.L<sup>-1</sup>, MEL  $6.50 \pm 0.21$  g.L<sup>-1</sup> and GLIC  $0.90 \pm 0.00$  g.L<sup>-1</sup>. For wet biomass concentrations of *L. plantarum* CCT 0580, the maximum results were: MRS  $16.90 \pm 3.54$  g.L<sup>-1</sup> (48 h), MEL  $7.59 \pm 0.66$  g.L<sup>-1</sup> (72 h) and GLIC  $3.00 \pm 0.85$  g.L<sup>-1</sup> (24 h). The economic results of the partial calculations showed advantages for the substitutions of glucose and MRS by molasses for the production of lactic acid and of biomass, independently of the time of fermentation.

**Keywords:** production costs; fermentation; partial budgeting; agroindustrial waste; sustainability.



## INTRODUÇÃO

O desenvolvimento sustentável consiste em atender demandas sociais, políticas e econômicas sem impactar negativamente as necessidades das futuras gerações (UNITED NATIONS, 1972). Nesse sentido, uma das novas abordagens que visam à sustentabilidade surgiu na indústria química, com o conceito da química verde, que promove metodologias mais econômicas e ambientalmente corretas — dentre elas, as focadas em produção de insumos mais eficazes e baratos (TORRESI *et al.*, 2010). A química verde vem contribuindo para reduzir os impactos ambientais da cadeia produtiva por meio da ecologia industrial, que consiste na integração dos princípios da ciência, da engenharia e da ecologia em sistemas industriais para que a geração de produtos e os serviços prestados minimizem os impactos ambientais e otimizem a utilização de recursos, energia e capital (MANAHAN, 2006).

Assim, o melão de cana-de-açúcar, um subproduto obtido em indústrias açucareiras e sucroalcooleiras, a partir da produção de caldo de cana-de-açúcar, é utilizado, principalmente, na produção de etanol nas indústrias sucroalcooleiras e alcooleiras. Mas também pode ser utilizado em outros segmentos como: nutrição animal (AYALA; TUN, 1991); produção de alimentos, indústria de papel e celulose, na produção de cerâmicas e tijolos, em fundições (MELAÇOS BRASILEIROS, 2014), dentre outras formas de aplicação. Estima-se que o melão seja produzido em uma proporção de 40 a 60 kg por tonelada de cana processada (PIACENTE, 2005). Desta forma, o melão constitui um elo entre as indústrias, assim como o bagaço produzido com o beneficiamento da cana-de-açúcar. O melão por ser um insumo de menor custo para a produção de etanol e o bagaço como uma fonte de energia sustentável (EPE, 2015).

Com fórmula molecular  $C_3H_6O_3$ , o ácido láctico, também denominado ácido 2-hidroxi-propiónico ou ácido  $\alpha$ -hidroxi-propiónico, é amplamente distribuído na natureza e, em solução, apresenta-se como o ânion lactato. Pode ser encontrado como isômeros ópticos D(-) ou L(+) (PANESAR *et al.*, 2010; MARTINEZ *et al.*, 2013; EITEMAN; RAMALINGAM, 2015). É um ácido orgânico, obtido a partir de processos químicos ou biotecnológicos a partir de derivados de petróleo e de açúcares, respectivamente, tendo utilidades diversas nas

indústrias de vários segmentos: alimentos, farmácia e cosméticos, biopolímeros e química (EVANGELISTA; NIKOLOV, 1996; JOHN *et al.*, 2007; MARTINEZ *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2015). A síntese química se dá a partir de insumos petroquímicos (lactonitrilo) e produz um racemo formado pelos isômeros D(-) e L(+)-ácido láctico. Em contrapartida, a partir da fermentação de compostos orgânicos, pode-se gerar D(-)-ácido láctico ou L(+)-ácido láctico a depender do micro-organismo fermentador. Há, também, a possibilidade de se obter um racemo na fermentação (HOFVENDAHL; HAHN-HÄGERDAL, 2000; VISHNU *et al.*, 2002; ABDEL-RAHMAN *et al.*, 2011), como no caso em que se utiliza *Lactobacillus plantarum* (VIJAYAKUMAR *et al.*, 2008; CHRAMOS-TOVÁ *et al.*, 2014).

*Lactobacillus* é um gênero de bactérias classificadas como bactérias de ácido láctico (*Lactic Acid Bacteria* — LAB), sendo gram-positivas, não formadoras de esporos, catalase-negativas, desprovidas de citocromos, estritamente fermentativas, com ácido láctico sendo o principal produto das fermentações (VRIES *et al.*, 2006). Como uma LAB típica, a *L. plantarum* é de hábito anaeróbico, porém tolerante a meio aeróbico e adaptada a meios ácidos (VRIES *et al.*, 2006; PANESAR *et al.*, 2007). Também é heterofermentativa facultativa, isto é, produz majoritariamente ácido láctico ao final do catabolismo de carboidratos; mas, em determinadas condições de cultivo, pode produzir ácido acético ou etanol (PANESAR *et al.*, 2007; MAZZEO *et al.*, 2012). Encontrada em diversos tipos de vegetais, carne e produtos lácteos fermentados, tem desenvolvido mecanismos de resposta molecular complexos, que permitem sua sobrevivência em condições de estresses ambientais: oxidação, aquecimento e refrigeração, ácido/básico, alta osmolaridade/desidratação, carência nutricional, entre outros (MAZZEO *et al.*, 2012). A *L. plantarum* pode ser utilizada para fins relativos a:

- Saúde humana e animal, como probiótico e na produção de antibióticos (plantaricinas) (VRIES *et al.*, 2006; SOLIMAN *et al.*, 2011);
- Indústria alimentícia, na produção de vegetais e carnes fermentados (ABEE *et al.*, 1995; VRIES *et al.*, 2006; QUATRAVAUX *et al.*, 2006; WOUTERS *et al.*, 2013);

- Redução de impactos ambientais (HAO *et al.*, 1999; TONDEE; SIRIANUNTAPIBOON, 2008).

Diante desse cenário, torna-se relevante estudar novas possibilidades de produção de ácido láctico e de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 utilizando o melão de cana-de-açúcar, uma vez que não há na literatura científica trabalhos descrevendo o metabolismo dessa bactéria, especificamente. Além da importância em caracterizar os parâmetros fermentativos, uma comparação entre os custos operacionais efetivos obtidos na produção de ácido láctico de biomassa em escala

laboratorial é relevante pela suposta substituição de uma fonte de carbono já utilizada (glicose) por melão, o que pode ser verificado pela técnica de orçamentação parcial (OP). De acordo com Noronha (1981), a OP serve para analisar as decisões a serem tomadas em uma empresa desde que essas envolvam apenas modificações parciais de organização. Assim, a mudança proposta não deve alterar significativamente o sistema administrativo nem o estoque de capital da empresa. Nesse tipo de orçamento, comparam-se os benefícios com os custos das decisões que envolvem as modificações marginais.

## OBJETIVOS

Comparar a produção de ácido láctico e de biomassa bacteriana de *L. plantarum* CCT 0580 em meios de cultura contendo melão, glicose e meio

Man, Rogosa e Sharpe (MRS); e analisar os custos de produção da substituição da glicose e MRS por melão.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Foi utilizado melão comercial, adquirido em loja de produtos naturais. Com base nas análises realizadas, o melão apresentou uma concentração de açúcares totais (AT) igual a 79%, sendo 42% sacarose, 27% frutose e 10% glicose.

As cepas liofilizadas de *L. plantarum* CCT 0580 foram adquiridas da Coleção de Culturas Tropicais (CCT) da Fundação André Tosello (FAT), situada em Campinas,

### Meios de cultura

Foram comparadas as produções de biomassa e de ácido láctico, bem como os consumos de açúcares redutores e sacarose por *L. plantarum* CCT 0580 em três diferentes meios de cultura: glicose (GLIC), melão (MEL) e MRS (controle). Sendo suas respectivas constituições:

- GLIC: 30 g.L<sup>-1</sup> de glicose, 3 g.L<sup>-1</sup> de peptona, 3 g.L<sup>-1</sup> de extrato de levedura e 3 g.L<sup>-1</sup> de ureia;
- MEL: melão a 8% (m/v) equivalente à concentração de 30 g.L<sup>-1</sup> de açúcares redutores, 3 g.L<sup>-1</sup> de peptona, 3 g.L<sup>-1</sup> de extrato de levedura e 3 g.L<sup>-1</sup> de ureia; e
- MRS: 10 g.L<sup>-1</sup> de peptona, 10 g.L<sup>-1</sup> de extrato de carne, 5 g.L<sup>-1</sup> de extrato de levedura, 20 g.L<sup>-1</sup> de glicose, 1 g.L<sup>-1</sup> de polissorbato 80, 2 g.L<sup>-1</sup> de citrato de amô-

São Paulo. O metabolismo das bactérias liofilizadas foi ativado em meio MRS. Após o crescimento microbiano, as bactérias foram repicadas em meio MRS e ágar, preparados de acordo com as instruções do fabricante, em tubos de ensaio esterilizados a 120°C e 1 atm., durante 15 min, em autoclave Primatec® CS. Os tubos contendo as bactérias foram incubados a 35°C por 24 h, seguindo para armazenamento em refrigerador mantido entre 2 e 8°C para utilização posterior.

nio, 5 g.L<sup>-1</sup> de acetato de sódio, 0,10 g.L<sup>-1</sup> de sulfato de magnésio, 0,05 g.L<sup>-1</sup> de sulfato de manganês e 2 g.L<sup>-1</sup> de fosfato dipotássico.

Cada meio teve o pH ajustado para 6,0 ± 0,05 com hidróxido de sódio 10 M, utilizando potenciômetro de bancada Tecnal® TEC 5. Foram esterilizados a 120°C e pressão de 1 atm por 15 min em autoclave vertical Primatec® CS (75 L). Após a esterilização, cada meio foi inoculado, sendo distribuídos 50 mL em cada 1 de 3 frascos erlenmeyers com capacidade para 250 mL, resultando em uma concentração inicial de biomassa úmida de 0,1 g.L<sup>-1</sup>. O processo fermentativo foi acompanhado a cada 24 h durante 72 h, em incubação em estufa a 35°C sem agitação.

## Produção de biomassa e de ácido láctico

A concentração de biomassa foi analisada pela massa úmida obtida a cada tempo. Foram coletados 5 mL de amostra de cada frasco em tubos cônicos plásticos com capacidade para 10 mL. Centrifugou-se a 450 g em centrífuga Centribio® 80-2B por 20 min. As massas foram aferidas em balança analítica Shimadzu® AW 220. Os sobrenadantes foram armazenados para análises posteriores de pH, ácido láctico e açúcares.

Para a estimativa da concentração de ácido láctico gerada pelos micro-organismos, utilizou-se a técnica

## Concentrações de açúcares

As concentrações de açúcares redutores (AR) foram obtidas pela reação com ácido 3,5-dinitrosalicílico (DNS) (MILLER, 1959), diluindo-se a 1:10 as amostras dos sobrenadantes de cada meio de cultura em água destilada. Foram utilizados 1 mL das amostras diluídas e 1 mL do reativo DNS. Após aquecimento a 100°C por 5 min, completou-se o volume com 13 mL de água destilada. A absorbância de cada solução foi mensurada utilizando o analisador bioquímico semiautomático Quick-Lab® em comprimento de onda de 546 nm, comparando-se com a curva padrão de concentrações de glicose variando entre 0,0 e 3,125 g.L<sup>-1</sup>.

As concentrações de glicose foram medidas a partir de uma adaptação de Daudt e Simon (2001), utilizando o método enzimático BioTécnica®. As amostras dos sobrenadantes de cada meio foram diluídas a 1:5 em água destilada. De acordo com as instruções de trabalho do kit para análise clínica de glicose BioTécnica®, foram utilizados 10 µL de cada amostra diluída em 1 mL da solução contendo as enzimas glicose oxidase e peroxidase. As concentrações de glicose foram obtidas a partir do analisador bioquímico semiautomático Quick-Lab® no modo absorbância em comprimento de onda de 505 nm, comparando-se com o padrão de glicose fornecido no próprio kit BioTécnica®.

As concentrações de frutose foram estimadas pela diferença entre as concentrações dos compostos determinados pela reação com DNS e as concentrações de glicose obtidas com o kit BioTécnica® de acordo com a Equação 1:

ca de acidez titulável em graus Dornic. Os sobrenadantes das amostras coletadas de cada meio de cultura em seu respectivo tempo de incubação foram diluídos 3 vezes (2 mL de amostra e 4 mL de água destilada) em Erlenmeyer de 100 mL com boca larga. Acrescentou-se 2 gotas de fenolftaleína alcoólica a 1% e titulou-se com hidróxido de sódio 0,111 M, fatorada com solução de biftalato de potássio, até se obter uma coloração rósea. De acordo com essa metodologia, considera-se o volume de NaOH 0,111 M utilizado na titulação como o volume de ácido láctico contido na solução.

$$[\text{frutose}] = [\text{AR}] - [\text{glicose}] \quad (1)$$

Na qual:

frutose = concentração de frutose em g.L<sup>-1</sup>;

AR = concentração de açúcares redutores em g.L<sup>-1</sup>, obtida pela reação com DNS;

glicose = concentração de glicose em g.L<sup>-1</sup>, obtida pelo método enzimático BioTécnica®.

As concentrações de sacarose foram obtidas com reações das amostras com reativo Seliwanoff, constituído por 0,01% de resorcinol diluído em ácido clorídrico a 50% (18,23 mol.L<sup>-1</sup>), que estima a concentração de cetoses, incluindo frutose. As amostras dos sobrenadantes de cada meio de cultura foram diluídas a 1:10 em água destilada. Foram utilizados 0,250 mL de cada amostra diluída e 1 mL do reativo Seliwanoff aquecidos a 100°C por 20 min em banho-maria. As absorbâncias foram medidas em analisador bioquímico semiautomático Quick-Lab® em comprimento de onda de 546 nm, após resfriamento das amostras em banho-maria em temperatura ambiente. Os resultados das absorbâncias foram comparados com curva padrão com concentrações de sacarose entre 0,0 e 1,0 g.L<sup>-1</sup>. Como a sacarose é um dissacarídeo formado por aldose (glicose) e cetose (frutose), o reativo Seliwanoff reage tanto com a sacarose quanto com a frutose. A partir das diferenças encontradas entre as concentrações de cetoses pelo Seliwanoff e as concentrações de frutose estima-

das, pode-se calcular as concentrações de sacarose, de acordo com a Equação 2.

$$[\text{sacarose}] = [\text{cetoses}] - [\text{frutose}] \quad (2)$$

Na qual:

sacarose = concentração de sacarose em g.L<sup>-1</sup>;

cetoses = concentração de cetoses em g.L<sup>-1</sup>, determinada pela reação com Seliwanoff; e

### Parâmetros fermentativos

As análises de produtividade de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 e de ácido láctico foram calculadas de acordo com as Equações 3 e 4, respectivamente:

$$Q_p = \frac{\Delta P}{\Delta t} \quad (3)$$

$$Q_x = \frac{\Delta X}{\Delta t} \quad (4)$$

Nas quais:

Q<sub>p</sub> = produtividade de ácido láctico em g.L<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>;

Q<sub>x</sub> = produtividade de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 em g.L<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>;

ΔP = diferença entre as concentrações inicial e final de ácido láctico em g.L<sup>-1</sup>;

ΔX = diferença entre as concentrações inicial e final de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 em g.L<sup>-1</sup>;

Δt = diferença entre o tempo final e o inicial em horas.

### Custos operacionais efetivos e orçamentação parcial

Para a análise de custos operacionais efetivos e utilização da OP, foram orçados os preços de todos os materiais necessários para a pesquisa entre agosto de 2015 e janeiro de 2016. Os valores obtidos em cada período foram deflacionados com base no Índice Geral de Preços — Disponibilidade Interna (IGP-DI), publicado pela Fundação Getulio Vargas (FGV, 2016), adotando-se o mês de janeiro de 2016 como base para a correção, isso é, como base 100. Após a correção dos valores mensais, foram determinados os preços médios.

frutose = concentração de frutose em g.L<sup>-1</sup>, obtida pela Equação 1.

As concentrações de AT foram calculadas a partir da soma das concentrações de açúcares redutores (obtidas com DNS) com as concentrações de sacarose. As análises de produtividade de biomassa de *L. plantarum* e de ácido láctico foram calculadas pela diferença entre as concentrações obtidas num tempo final e inicial da fermentação, dividida pelo tempo do intervalo considerado.

Os rendimentos da conversão de AR em ácido láctico e biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 para cada meio testado foram obtidos a partir das Equações 5 e 6, respectivamente:

$$Y_{p/s} = \frac{\Delta P}{\Delta S} \quad (5)$$

$$Y_{x/s} = \frac{\Delta X}{\Delta S} \quad (6)$$

Nas quais:

Y<sub>p/s</sub> = conversão de substrato (AR) em ácido láctico;

Y<sub>x/s</sub> = conversão de substrato (AR) em biomassa de *L. plantarum* CCT 0580;

ΔP = diferença entre as concentrações inicial e final de ácido láctico em g.L<sup>-1</sup>;

ΔX = diferença entre as concentrações inicial e final de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 em g.L<sup>-1</sup>; e

ΔS = diferença entre as concentrações final e inicial de açúcares redutores em g.L<sup>-1</sup>.

Os custos operacionais efetivos (COE) para as produções de biomassa de *L. plantarum* e ácido láctico foram obtidos a partir dos custos variáveis, incluindo, para a produção de biomassa: melaço, glicose (dextrose), MRS, ureia, peptona e extrato de levedura. No caso da produção de ácido láctico, incluem-se, além dos itens constituintes dos meios de cultura, citados anteriormente, os custos com os reagentes analíticos: NaOH, biftalato de potássio, fenolftaleína e álcool absoluto.

Para a realização da orçamentação parcial, seguiu-se a metodologia proposta por Noronha (1981). As receitas incluíram a arrecadação de valores obtidos com a comercialização dos produtos principais (*L. plantarum* e ácido láctico), considerando os valores médios deflacionados encontrados no mercado, e do resíduo dos meios de cultura. Nessa etapa do trabalho, considerou-se

## Análises estatísticas

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado com três tratamentos (meios de cultura) e duas repetições. Os dados das amostras dos diferentes tratamentos foram submetidos à análise de variância

como modelo a produção de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 e ácido láctico em meio GLIC, já que a glicose é uma das fontes utilizadas na produção de ácido láctico por fermentação (WANG *et al.*, 2015). Foi realizada, em complemento às análises, uma possível substituição da utilização de glicose e melão por MRS.

(ANOVA) utilizando teste de Tukey ao nível de significância de 5% de probabilidade ( $p = 0,05$ ), a partir do *software* Sisvar 5.3 (FERREIRA, 2011), utilizando planilhas de dados do BrOffice Calc 3.2.1.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em relação ao consumo de AR em cada meio testado, houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de AR em GLIC e MEL apenas nas primeiras 24 h. Em MRS, houve diferença até 48 h de incubação. Evidenciando a continuidade do processo fermentativo em MRS por um tempo mais prolongado do que nos meios GLIC e MEL. A Figura 1 apresenta os perfis de consumo de AR, pH, produção de biomassa e de ácido láctico em cada meio testado.

Analisando as concentrações de sacarose no meio MEL, verificou-se não haver diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre as médias das concentrações de sacarose ao longo da fermentação, indicando que as fontes de carbono consumidas se referiam aos AR.

Apesar da maioria dos autores relatarem a preferência pelo consumo de glicose em relação ao consumo de frutose (SILVA *et al.*, 2010; PAUCEAN *et al.*, 2013; MOUSAVI *et al.*, 2013), houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) entre as concentrações de frutose nas primeiras 24 h, mas não houve diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) nas concentrações de glicose ao longo do tempo de fermentação, revelando o favorecimento do consumo de frutose. Com base nos resultados, pode haver uma preferência do *L. plantarum* CCT 0580 por AR ao invés da sacarose. Vrancken *et al.* (2011) estudaram a produção de biomassa e de ácido láctico por *L. plantarum* IMDO130201 isolado de trigo em diferentes pH. Todos os resultados em pH variando entre 3,5 e 5,5 apresentaram um consumo de sacarose, porém, somente após um decréscimo significativo de frutose e glicose.

A Tabela 1 apresenta todos os resultados para o consumo de AR e produção de biomassa e de ácido láctico.

As concentrações de ácido láctico no meio GLIC apresentaram diferenças significantes ( $p < 0,05$ ) até 48 h de incubação. No meio MEL, as concentrações de ácido láctico variaram significativamente ( $p < 0,05$ ) até 72 h de incubação, excetuando-se o intervalo entre 24 e 48 h, que não apresentou diferença significativa ( $p > 0,05$ ) (Figura 1 e Tabela 1). Em MRS, as concentrações de ácido láctico variaram significativamente ( $p < 0,05$ ) até 72 h de incubação. As maiores concentrações de ácido láctico nos meios GLIC, MEL e MRS foram 0,9 ; 6,5 e 12,6 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Todos em 72 h de incubação.

Demirci *et al.* (1998) testaram a produção de ácido láctico em biorreator com *L. plantarum* e *Lactobacillus casei*, utilizando como fonte de nitrogênio produtos de origem animal e marinha, suplementados ou não com 1 g.L<sup>-1</sup> de melão, e encontraram concentrações significativamente maiores de ácido láctico nos meios contendo melão de cana-de-açúcar, seja utilizando *L. plantarum* ou *L. casei*.

Coelho *et al.* (2011) estudaram a produção de ácido láctico por *L. plantarum* LMISM-6 utilizando melão, porém hidrolisado com ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) 20%, resultando em 100% de AR. Eles utilizaram melão a 19,35% em biorreator com capacidade de 4 L com agitação de 150 rpm e a 35°C e chegaram a uma concentração de 94,8 g.L<sup>-1</sup> de ácido láctico. Com base nesse resultado, a hidrólise ácida do melão, convertendo sacarose em frutose e glicose, aumenta a produtividade de ácido láctico.

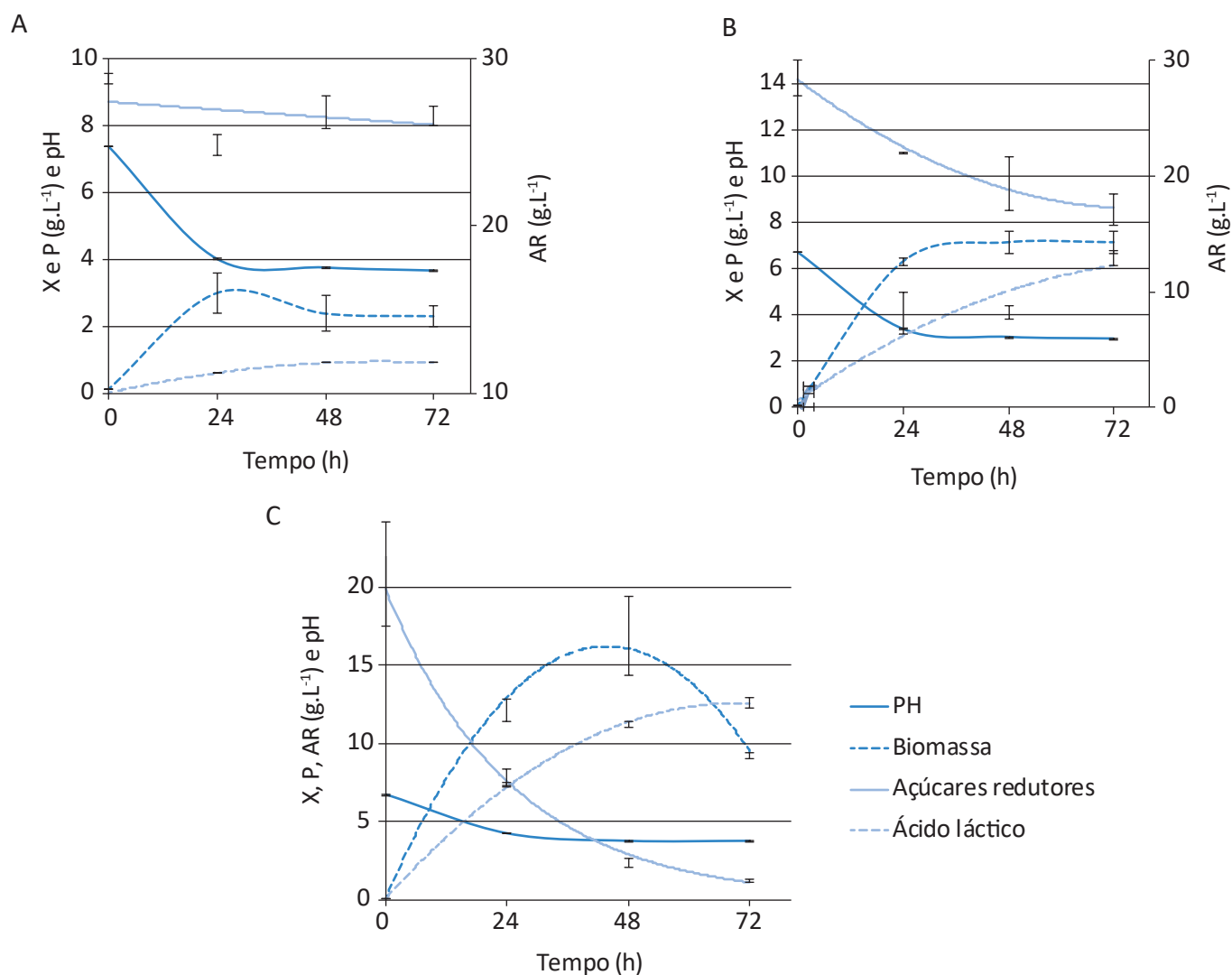


Vargas et al. (2015) também observaram uma maior produção de ácido láctico por *L. plantarum* CCT 0580 em MRS suplementado com melão a 5, 10 e 15%, comparado com MRS sem suplementação em 24 e 48 h de incubação a 35°C com agitação de 150 rpm. Essa diferença chegou a 27% entre as concentrações obtidas com MRS suplementado com melão 15% em 48 h de incubação.

Foi observado um aumento significativo ( $p < 0,05$ ) de biomassa de *L. plantarum* até as 48 h de cultivo no meio MRS com concentração de 16,9 g.L<sup>-1</sup> (Tabela 1). Com o aumento da concentração de ácido láctico, reduzindo o pH, e o con-

sumo — quase total — dos AR, o crescimento das bactérias foi limitado, decrescendo com a morte de boa parcela da biomassa em 72 h, que, lisadas, chegaram aos níveis de concentração encontrados em 24 h ( $p > 0,05$ ) (Figura 1).

Nos meios GLIC e MEL, as concentrações de biomassa variaram significativamente ( $p < 0,05$ ) apenas entre o tempo inicial e as primeiras 24 h, chegando ao máximo de concentração de biomassa úmida igual a 3,00 g.L<sup>-1</sup> em 24 h e 7,59 g.L<sup>-1</sup> em 72 h, respectivamente. Assim, para os meios GLIC, MEL e MRS, os tempos de incubação necessários para a máxima produção de biomassa foram, respectivamente, 24, 72 e 48 h (Tabela 1).



AR: açúcares redutores; GLIC: glicose; MEL: melão de cana-de-açúcar; MRS: controle.

**Figura 1 – Correlação entre o consumo de açúcares redutores e as produções de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 (X) e de ácido láctico (P) nos diferentes meios testados: GLIC (A), MEL (B) e MRS (C). Em incubação de 35°C sem agitação.**

Feltrin *et al.* (2000) estudaram a produção de biomassa de *L. plantarum* ATCC 8014 comparando dois meios contendo melão com o meio MRS. Eles também observaram que a produção de biomassa seca foi maior em MRS (2,22 g.L<sup>-1</sup>) do que nos meios contendo melão (1,37 e 2,01 g.L<sup>-1</sup>) incubados a 35°C por 24 h com agitação de 150 rpm em fermentador de 3,5 L.

Quanto aos rendimentos, os maiores encontrados para a produção de ácido láctico foram em MRS, seguido por MEL e GLIC. Esses resultados estão de acordo com o esperado, pois o MRS é produzido especificamente para crescimento de *Lactobacillus* sp, contendo nutrientes em concentrações ideais; e o melão contém, naturalmente, outros nutrientes inorgânicos tornando-os mais nutritivos que o meio GLIC.

Entre os rendimentos de biomassa em 72 h, o meio a utilizar mais eficientemente os açúcares redutores foi o GLIC, seguido por MEL e MRS, com diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). O maior rendimento até 72 h do meio GLIC pode estar relacionado à sua menor produção de biomassa e ácido láctico (Figura 1). Dessa forma, o baixo consumo de açúcares redutores (2,2 g.L<sup>-1</sup> em 72 h) foi praticamente convertido em biomassa. MRS,

mesmo sendo o tratamento testemunha, apresentou o menor rendimento da conversão de açúcares redutores em biomassa por ter havido um decréscimo nas concentrações de biomassa entre 48 e 72 h (Figura 1).

A Tabela 2 apresenta os resultados dos parâmetros fermentativos quanto aos rendimentos e produtividades.

Houve diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) nas produtividades de ácido láctico e de biomassa entre todos os meios testados em 72 h de fermentação, ou seja, os meios mais produtivos de ácido láctico e biomassa foram, respectivamente, MRS, MEL e GLIC (Tabela 2).

Oliveira *et al.* (2009) estudaram a formação de ácido láctico por *L. casei* utilizando melão de cana-de-açúcar a 10% e hidrolisado por invertase incubados a 37°C sob agitação de 100 rpm durante 48 h. A concentração de AR inicial foi de 21 g.L<sup>-1</sup> e, após a hidrólise, resultou em 93,25 g.L<sup>-1</sup>. Eles encontraram maior rendimento (0,76 g.g<sup>-1</sup>) e produtividade (1,22 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) no meio contendo melão suplementado com 2% de extrato de levedura e 2% de peptona. Comparando com Oliveira *et al.* (2009), para 48 h de fermentação, foram encontrados rendimento de 0,54 g.g<sup>-1</sup> e produtividade de 0,10 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> de ácido láctico no meio MEL. Mesmo uti-

**Tabela 1 – Valores médios das concentrações de açúcares redutores, ácido láctico e biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580, em g.L<sup>-1</sup>, de acordo com os tempos de fermentação a 35°C, sem agitação.**

Meios de cultura	Tempo de fermentação			
	0 h	24 h	48 h	72 h
<b>Açúcares redutores</b>				
GLIC	28,8 ± 0,40 aA	24,8 ± 0,87 bA	26,8 ± 1,37 abA	26,6 ± 0,81 abA
MEL	28,5 ± 2,3 aA	22,0 ± 0,67 bB	19,3 ± 0,46 bB	17,1 ± 0,18 bB
MRS	20,8 ± 2,43 aB	7,8 ± 0,67 bC	2,4 ± 0,46 cC	1,3 ± 0,18 cC
<b>Ácido láctico</b>				
GLIC	0,0 aA	0,6 ± 0,0 bA	0,9 ± 0,0 cA	0,9 ± 0,0 cA
MEL	0,0 aA	4,1 ± 0,64 bB	5,0 ± 0,21 bB	6,5 ± 0,21 cB
MRS	0,0 aA	7,4 ± 0,21 bC	11,3 ± 0,21 cC	12,6 ± 0,42 dC
<b><i>L. plantarum</i></b>				
GLIC	0,1 ± 0,0 aA	3,0 ± 0,85 bA	2,4 ± 0,76 abA	2,3 ± 0,40 abA
MEL	0,1 ± 0,0 aA	7,13 ± 0,21 bB	6,53 ± 0,66 bA	7,59 ± 0,66 bB
MRS	0,1 ± 0,0 aA	12,1 ± 0,99 bC	16,9 ± 3,54 cB	9,2 ± 0,28 bB

Valores referentes a cada grupo analisado (açúcares redutores, ácido láctico e *L. plantarum*) seguidos por letras minúsculas diferentes na mesma linha e por letras maiúsculas na mesma coluna representam diferenças estatísticas significativas ( $p < 0,05$ ). GLIC: glicose; MEL: melão de cana-de-açúcar; MRS: controle.

lizando LAB diferentes, Oliveira *et al.* (2009) encontraram maior produtividade e rendimento utilizando o melaço hidrolisado por invertase.

Silva *et al.* (2010) compararam a produção de ácido láctico por *L. casei* utilizando melaço de cana-de-açúcar, farinha de varredura, fécula de mandioca e frutose. O melaço, a farinha de varredura e a fécula de mandioca foram hidrolisadas enzimaticamente e suplementados igualmente com 2% de peptona e 2% de extrato de levedura. Todos foram mantidos em temperatura de 37°C e agitação de 100 rpm. Eles concluíram que a partir do melaço houve maior produção de ácido láctico diante da carga de nutrientes que esse, naturalmente, apresenta em relação às demais fontes de carbono testadas por eles.

Feltrin *et al.* (2000) encontraram produtividades de biomassa de *L. plantarum* ATCC 8014 significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ), sendo a produtividade em MRS (0,086 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) superior aos meios contendo melaço (0,077 e 0,050 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), todos em 24 h de incubação a 35°C com agitação de 150 rpm em fermentador de 3,5 L.

Neste trabalho, foi encontrada maior produtividade de biomassa úmida de *L. plantarum* em 24 h de incubação, também em MRS (0,500 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>), seguido por MEL (0,293 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>) e GLIC (0,121 g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>). Assim como no trabalho de Feltrin *et al.* (2000), foram encontradas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) nas taxas de produção de biomassa entre todos os meios testados em incubação de 24 h (Tabela 2).

Para a análise dos COE para a produção de ácido láctico, os resultados estão apresentados na Tabela 3.

Analisando os custos de produção, na condição de laboratório, verificou-se que os maiores COE para a

produção de ácido láctico foram encontrados no meio GLIC para todos os tempos de incubação (Tabela 3). Isso porque, nesse meio, o rendimento de AR em ácido láctico foi o menor (Tabela 2). Logo, para a produção padronizada de 1 g, seriam necessárias maiores despesas com os insumos para a preparação do meio de cultura em maior volume, comparado com os meios MEL e MRS. Os menores COE foram encontrados no meio MEL, que teve um rendimento de conversão de AR em ácido láctico maior que o meio GLIC e menor que o meio MRS (Tabela 3). No entanto, o meio MEL apresentou menor custo com a fonte de carbono que o meio MRS. Assim, os menores COE para a produção de ácido láctico em GLIC (R\$ 16,37), MEL (R\$ 0,88) e MRS (R\$ 4,47) foram, respectivamente, em 48, 72 e 72 h. Os custos com a fonte de carbono tiveram a maior parcela do COE para a produção de 1 g de ácido láctico. O MRS não é apenas uma fonte de carbono, é um meio de cultivo elaborado especificamente para atender demandas metabólicas de *Lactobacillus sp.*, contendo suplementos. Por isso, nesse meio, não houve custo com materiais dessa categoria. No meio MEL, a parcela mais impactante nos custos refere-se às despesas com suplementos, uma vez que o custo com a fonte de carbono (melaço) foi praticamente nulo, representando apenas 0,1% do COE.

Åkerberg e Zacchi (2000) compararam os COE com os CT das produções de ácido láctico por fermentação, utilizando *Lactococcus lactis ssp lactis* ATCC 19435 em diferentes concentrações de glicose, e concluíram que os COE representaram cerca de 80% do CT da produção de ácido láctico. Demirici *et al.* (1998) comentaram que os meios de cultura, incluindo as fontes de carbono, representaram mais de 30% do CT da produção de ácido láctico.

**Tabela 2 – Produtividades médias de ácido láctico e de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 em g.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> e rendimentos médios da conversão de açúcares redutores em ácido láctico e em biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 em g.g<sup>-1</sup> ao final de 72 h em incubação a 35°C sem agitação nos meios GLIC, MEL e MRS.**

	$Q_p$ (g.L <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup> )	$Y_{p/s}$ (g.g <sup>-1</sup> )	$Q_x$ (g.L <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup> )	$Y_{x/s}$ (g.g <sup>-1</sup> )
GLIC	0,01a	0,40a	0,03a	0,98a
MEL	0,09b	0,52b	0,10b	0,60b
MRS	0,17c	0,64c	0,13c	0,46c

Valores na mesma coluna seguidos por letras diferentes representam diferenças estatísticas significativas ( $p < 0,05$ ).  $Q_p$ : produtividade média de ácido láctico;  $Q_x$ : produtividade média de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580;  $Y_{p/s}$ : conversão de açúcares redutores em ácido láctico;  $Y_{x/s}$ : conversão de açúcares redutores em biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580; GLIC: glicose; MEL: melaço de cana-de-açúcar; MRS: controle.

González *et al.* (2007) estudaram os custos de produção de ácido láctico a partir do soro de leite, incluindo todas as etapas da produção. Eles observaram que a fermentação é responsável por 50% dos custos anuais da produção de ácido láctico a 50%, sendo 25% apenas com extrato de levedura. Mais uma vez, os gastos com meio de cultura tiveram o maior impacto na produção de ácido láctico utilizando um resíduo agroindustrial (soro de leite), corroborando o achado para o meio MEL de 98,5% dos COE sendo com suplementos.

A Tabela 4 apresenta os resultados dos COE para a produção de biomassa.

Na avaliação dos COE para a produção de 1 g de biomassa de *L. plantarum* a cada tempo de fermentação nos meios testados (GLIC, MEL e MRS), pode-se observar que o meio MEL resultou nos menores COE em todos os tempos de fermentação. Os custos mais elevados foram encontrados no meio GLIC (Tabela 4).

Ao se comparar as proporções dos COE para produção de biomassa de *L. plantarum* por categoria de insumos, verificou-se que a maior parcela no meio GLIC referiu-se à fonte de carbono (61,4% do COE). No meio MEL, considerando o baixo custo com a fonte

de carbono, foram os suplementos os responsáveis por quase a totalidade do COE, principalmente com a peptona (47,9% do COE). Como o meio MRS, por já ser complexo, não foi suplementado, todo o COE (100%) referiu-se a ele. Não foram obtidos custos com reagentes analíticos na produção de biomassa de *L. plantarum*, pois na metodologia utilizada não houve necessidade de tais recursos.

De modo geral, Chaves (2015) comparou os custos operacionais da produção de polihidroxibutirato (PHB) por *Bradyrhizobium japonicum* utilizando diferentes fontes de carbono, dentre elas o melão. Ela constatou que os custos com meios de cultura foram mais representativos, principalmente os custos com extrato de levedura (entre 24,82 e 46,96%). Segundo a autora, os custos da utilização do melão (R\$ 3,35/g de PHB) superaram os custos quando se utilizou sacarose (R\$ 2,86/g de PHB). No entanto, os custos com a utilização do melão foram menores do que com a utilização dos demais meios testados: sacarose < melão < glicerol < soro de leite < lactose < glicose.

Mesmo sem suplementações que atendam ao máximo desempenho nas fermentações, aplicando o método da OP, observou-se certa vantagem na substituição do MRS

**Tabela 3 – Custos operacionais efetivos para a produção, por grama, de ácido láctico em laboratório de acordo com os meios de cultura testados (GLIC, MEL e MRS).**

Insumos	24 h			48 h			72 h		
	GLIC	MEL	MRS	GLIC	MEL	MRS	GLIC	MEL	MRS
Fonte de carbono	R\$ 14,99	R\$ 0,00	R\$ 7,59	R\$ 10,00	R\$ 0,00	R\$ 4,97	R\$ 10,00	R\$ 0,00	R\$ 4,46
Suplementos									
Ureia	R\$ 1,46	R\$ 0,21	-	R\$ 0,97	R\$ 0,18	-	R\$ 0,97	R\$ 0,13	-
Peptona	R\$ 4,52	R\$ 0,66	-	R\$ 3,01	R\$ 0,54	-	R\$ 3,01	R\$ 0,42	-
Extrato de levedura	R\$ 3,44	R\$ 0,50	-	R\$ 2,29	R\$ 0,41	-	R\$ 2,29	R\$ 0,32	-
Subtotal	R\$ 9,42	R\$ 1,37	-	R\$ 6,27	R\$ 1,13	-	R\$ 6,27	R\$ 0,87	-
Reagentes analíticos									
Hidróxido de sódio	R\$ 0,10	R\$ 0,01	R\$ 0,01	R\$ 0,06	R\$ 0,01	R\$ 0,01	R\$ 0,06	R\$ 0,01	R\$ 0,00
Fenolftaleína	R\$ 0,01	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,01	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,01	R\$ 0,00	R\$ 0,00
Álcool absoluto	R\$ 0,03	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,02	R\$ 0,00	R\$ 0,00	R\$ 0,02	R\$ 0,00	R\$ 0,00
Subtotal	R\$ 0,14	R\$ 0,01	R\$ 0,01	R\$ 0,09	R\$ 0,01	R\$ 0,01	R\$ 0,09	R\$ 0,01	R\$ 0,00
Custo operacional efetivo									
Total	R\$ 24,55	R\$ 1,38	R\$ 7,60	R\$ 16,36	R\$ 1,14	R\$ 4,98	R\$ 16,36	R\$ 0,88	R\$ 4,46

US\$ 1,00 = R\$ 4,05. Cotação média do dólar para o mês de janeiro de 2016 (Banco Central do Brasil, 2016). GLIC: glicose; MEL: melão de cana-de-açúcar; MRS: controle.

e da glicose por meloço, tanto para a produção de ácido láctico, quanto para a produção de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580. Todos os valores das simulações nas quais o meloço seria utilizado foram positivos (Tabela 5). As receitas obtidas com as produções de ácido láctico e de biomassa foram de R\$ 0,05 e R\$ 412,17, respectivamente.

A Tabela 5 apresenta os resultados das OP para as possíveis substituições dos meios das fontes de carbono.

De acordo com os conceitos de química verde trazidos por Torresi *et al.* (2010), a substituição de glicose por meloço pode ser ambientalmente sustentável, considerando que a produção de ácido láctico e de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 foram maiores utilizando meloço e apresentou COE menores.

Dessa forma, a Figura 2 apresenta um modelo de ecossistema industrial com a incorporação da produção de

**Tabela 4 – Custos operacionais efetivos para a produção, por grama, de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 em laboratório de acordo com os meios de cultura testados (GLIC, MEL e MRS).**

Insumos	24 h			48 h			72 h		
	GLIC	MEL	MRS	GLIC	MEL	MRS	GLIC	MEL	MRS
Fonte de carbono	R\$ 3,10	R\$ 0,00	R\$ 4,68	R\$ 3,95	R\$ 0,00	R\$ 3,34	R\$ 4,09	R\$ 0,00	R\$ 6,17
Suplementos									
Ureia	R\$ 0,30	R\$ 0,12	-	R\$ 0,38	R\$ 0,14	-	R\$ 0,40	R\$ 0,12	-
Peptona	R\$ 0,94	R\$ 0,39	-	R\$ 1,19	R\$ 0,42	-	R\$ 1,23	R\$ 0,36	-
Extrato de levedura	R\$ 0,71	R\$ 0,29	-	R\$ 0,90	R\$ 0,32	-	R\$ 0,94	R\$ 0,28	-
Subtotal	R\$ 1,95	R\$ 0,80	-	R\$ 2,47	R\$ 0,88	-	R\$ 2,57	R\$ 0,76	-
Custo operacional efetivo									
Total	R\$ 5,05	R\$ 0,80	R\$ 4,68	R\$ 6,42	R\$ 0,88	R\$ 3,34	R\$ 6,66	R\$ 0,76	R\$ 6,17

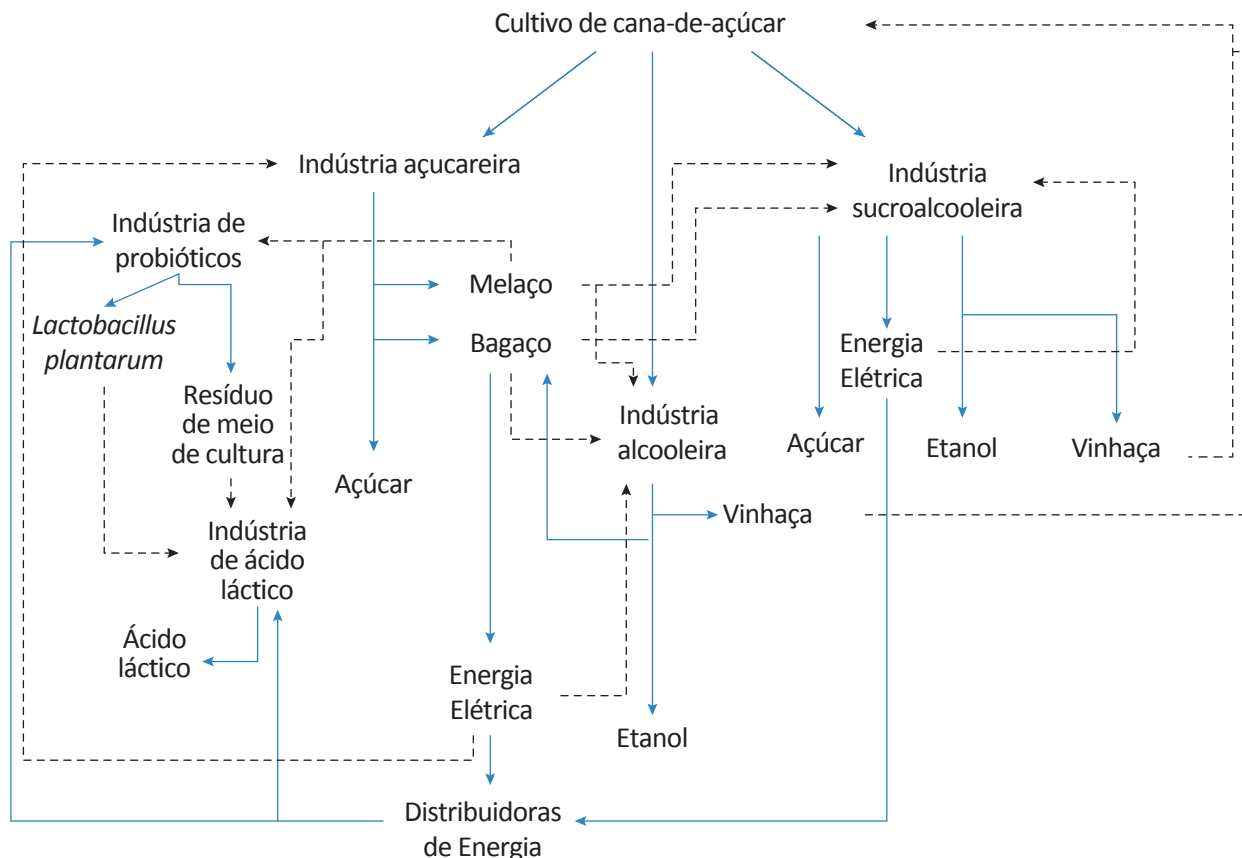
US\$ 1,00 = R\$ 4,05. Cotação média do dólar para o mês de janeiro de 2016 (Banco Central do Brasil, 2016). GLIC: glicose; MEL: meloço de cana-de-açúcar; MRS: controle.

**Tabela 5 – Orçamentação parcial simulando as substituições das produções, por grama de ácido láctico e de biomassa de *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 a partir das substituições de GLIC e MRS por MEL e a partir de GLIC por MRS.**

Meios a serem substituídos	Ácido láctico			Biomassa de <i>L. plantarum</i>		
	Meios alternativos			Meios alternativos		
	MEL 24 h	MEL 48 h	MEL 72 h	MEL 24 h	MEL 48 h	MEL 72 h
GLIC 24 h	R\$ 4,25	R\$ 4,25	R\$ 4,29	R\$ 23,17	R\$ 23,41	R\$ 23,67
GLIC 48 h	R\$ 5,62	R\$ 5,62	R\$ 5,66	R\$ 14,98	R\$ 15,22	R\$ 15,48
GLIC 72 h	R\$ 5,86	R\$ 5,86	R\$ 5,90	R\$ 14,98	R\$ 15,22	R\$ 15,48
MRS 24 h	R\$ 3,88	R\$ 3,80	R\$ 3,92	R\$ 6,22	R\$ 6,46	R\$ 6,72
MRS 48 h	R\$ 2,54	R\$ 2,46	R\$ 2,58	R\$ 3,60	R\$ 3,84	R\$ 4,10
MRS 72 h	R\$ 5,37	R\$ 5,29	R\$ 5,41	R\$ 3,08	R\$ 3,32	R\$ 3,58
	MRS 24 h	MRS 48 h	MRS 72 h	MRS 24 h	MRS 48 h	MRS 72 h
GLIC 24 h	R\$ 0,37	R\$ 1,71	-R\$ 1,12	R\$ 16,95	R\$ 19,57	R\$ 20,09
GLIC 48 h	R\$ 1,74	R\$ 3,08	R\$ 0,25	R\$ 8,76	R\$ 11,38	R\$ 11,90
GLIC 72 h	R\$ 1,98	R\$ 3,32	R\$ 0,49	R\$ 8,76	R\$ 11,38	R\$ 11,90

Valores positivos significam alteração favorável. Para verificar as simulações em sentido inverso, basta inverter os sinais dos valores. GLIC: glicose; MEL: meloço de cana-de-açúcar; MRS: controle.





**Figura 2 – Ecossistema industrial das usinas de cana-de-açúcar com a possível inclusão das indústrias de ácido láctico e/ou de probióticos. Por razões de simplificação, não foram incluídas indústrias de outras categorias que possam utilizar o etanol, o ácido láctico e *Lactobacillus plantarum*.**

ácido láctico e de *L. plantarum* utilizando o melão da indústria açucareira.

Quanto maior o aproveitamento de subprodutos e resíduos em uma cadeia industrial, de acordo com o modelo da Figura 2, mais sustentável será sua produção, seja por: (1) utilizar uma fonte renovável de carbono; (2) gerar energia sustentável para própria indústria e/ou distribuidoras; (3) reduzir o lançamento de efluen-

tes em corpos d'água e/ou solo; (4) baixar os níveis de emissão de  $\text{CO}_2$ ; (5) diminuir o consumo de matéria-prima, a cana-de-açúcar, refreando as áreas de cultivo; (6) reduzir o consumo de água, principalmente por restringir o cultivo de cana-de-açúcar; (7) conter os custos econômicos com a produção, dentre outros. Todos estes fatores colaboram para um desenvolvimento ambiental, econômico e socialmente sustentável.

## CONCLUSÕES

As análises de produção de ácido láctico revelaram maior produtividade em 72 h de incubação para todos os meios testados: GLIC, MEL e MRS. No meio MRS, utilizado como tratamento controle, houve maior produção em comparação aos demais meios. No entanto, no meio MEL houve maior produção em relação ao meio GLIC.

Quanto à produção de biomassa úmida de *L. plantarum* CCT 0580, verificou-se maior produção no meio MRS em 48 h de incubação. Comparando os meios GLIC e MEL, esses apresentaram maior produção de biomassa, respectivamente, em 24 e 72 h de incubação, sendo MEL mais produtivo do que GLIC.

O meio MEL apresenta o menor custo operacional efetivo em escala laboratorial para a produção de 1 g de biomassa de *L. plantarum* CCT 0580 e de ácido láctico, seguido por MRS e GLIC, respectivamente. De acordo com a OP, o melão é uma fonte economicamente viável para

uso na substituição da glicose para produção de ácido láctico e biomassa de *L. plantarum* CCT 0580, em escala laboratorial. A partir desses resultados, sugere-se que novos trabalhos sejam realizados em escala industrial, para verificar a rentabilidade real dessa substituição.

## AGRADECIMENTOS

À Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pelo apoio financeiro ao projeto nº E-26/110.582/2014

e à Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda da Universidade Federal Fluminense (EEIMVR-UFF).

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-RAHMAN, M. A.; TASHIRO, Y.; SONOMOTO, K. Lactic acid production from lignocellulose-derived sugars using lactic acid bacteria: overview and limits. *Journal of Biotechnology*, v. 156, n. 4, p. 286-301, dez. 2011.
- ABEE, T.; KROCKEL, L.; HILL, C. Bacteriocins: modes of action and potentials in food preservation and control of food poisoning. *International Journal of Food Microbiology*, v. 28, n. 2, p. 169-185, dez. 1995.
- ÅKERBERG, C.; ZACCHI, G. An economic evaluation of the fermentative production of lactic acid from wheat flour. *Bioresource Technology*, v. 75, n. 2, p. 119-126, nov. 2000.
- AYALA, A.; TUN, E. Effect of consumption of molasses/urea block on the growth of housed bullocks fed ad libitum with *Pennisetum purpureum*. *Tropical Animal Health and Production*, v. 23, n. 2, p. 95-98, jun. 1991.
- BANCO CENTRAL DO BRASIL. *Cotações e Boletins*. Disponível em: <<http://www4.bcb.gov.br/pec/taxas/port/ptaxnpsq.asp>>. Acesso em: 05 fev. 2016.
- CHAVES, M. C. *Avaliação da síntese de poli-3-hidroxibutirato (PHB) a partir de resíduos agroindustriais e análise do custo operacional de produção*. 73 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica, Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2015.
- CHRAMOSTOVÁ, J.; MOŠNOVÁ, R.; LIŠOVÁ, I.; PEŠEK, E.; DRBOHLAV, J.; NĚMEČKOVÁ, I. Influence of cultivation on the growth of *Lactobacillus acidophilus*, *Bifidobacterium* sp., and *Streptococcus termophilus* and on the production of organic acids in fermented milks. *Czech Journal of Food Sciences*, Prague, v. 32, n. 5, p. 422-429, 2014.
- COELHO, L. F.; LIMA, C. J. B.; RODOVALHO, C. M.; BERNARDO, M. P.; CONTIERO, J. Lactic acid production by new *Lactobacillus plantarum* Lmism-6 grown in molasses: optimization of medium composition. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, São Paulo, v. 28, n. 1, p. 27-36, jan. 2011.
- DAUDT, C. E.; SIMON, J. A. Um método rápido para análise de glicose em mostos e sua quantificação em algumas cultivares do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 31, n. 4, p. 697-701, ago. 2001.
- DEMIRCI, A.; POMETTO III, A. L.; LEE, B.; HINZ, P. N. Media evaluation of lactic acid repeated-batch fermentation with *Lactobacillus plantarum* and *Lactobacillus casei* subsp. *raimnosus*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, v. 46, n. 11, p. 4771-4774, out. 1998.
- EITEMAN, M. A.; RAMALINGAM, S. Microbial production of lactic acid. *Biotechnology Letters*, Dordrecht, v. 37, n. 5, p. 955-972, jan. 2015.

- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). *Balanço energético nacional 2015 – ano base 2014*. Rio de Janeiro: EPE, 2015. 34p. Disponível em: <[https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio\\_Final\\_BEN\\_2015.pdf](https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2015.pdf)>. Acesso em: 15 maio 2016.
- EVANGELISTA, R. L.; NIKOLOV, Z. L. Recovery and purification of lactic acid from fermentation broth by adsorption. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, Totowa, v. 57, n. 1, p. 471-480, mar. 1996.
- FELTRIN, V. P.; SANT'ANNA, E. S.; PORTO, A. C. S.; TORRES, R. C. O. Produção de *Lactobacillus plantarum* em melão de cana-de-açúcar. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 43, n. 1, 2000.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistic analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, nov. 2011.
- FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS (FGV). Índice Geral de Preços - Disponibilidade Interna (IGP-DI). Disponível em: <[http://www.antigofgvdados.fgv.br/bf/dsp\\_periodo.htm](http://www.antigofgvdados.fgv.br/bf/dsp_periodo.htm)>. Acesso em: 5 fev. 2016.
- GONZÁLEZ, M. I.; ÁLVAREZ, S.; RIERA, F.; ÁLVAREZ, R. Economic evaluation of an integrated process for lactic acid production from ultrafiltered whey. *Journal of Food Engineering*, Pullman, v. 80, n. 2, p. 553-561, maio 2007.
- HAO, Z.; REISKE, H. R.; WILSON, D. B. Characterization of Cadmium Uptake in *Lactobacillus plantarum* and Isolation of Cadmium and Manganese Uptake Mutants. *Applied and Environmental Microbiology*, Washington, v. 65, n. 11, p. 4741-4745, nov. 1999.
- HOFVENDAHL, K.; HAHN-HÄGERDAL, B. Factors affecting the fermentative lactic acid production from renewable resources. *Enzyme and Microbial Technology*, Atlanta, v. 26, n. 2-4, p. 87-107, fev. 2000.
- JOHN, R. P.; NAMPOOTHIRI, K. M.; PANDEY, A. Fermentative production of lactic acid from biomass: an overview on process developments and future perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Heidelberg, v. 74, n. 3, p. 524-534, jan. 2007.
- MANAHAN, S. E. *Green Chemistry and the Ten Commandments of sustainability*. 2. ed. Columbia [Missouri]: ChemChar Research, 2006. 379 p.
- MARTINEZ, F. A. C.; BALCIUNAS, E. M.; SALGADO, J. M.; GONZÁLEZ, J. M. D.; CONVERTI, A.; OLIVEIRA, R. P. S. Lactic acid properties, applications and production: a review. *Trends in Food Science & Technology*, Wageningen, v. 30, n. 1, p. 70-83, mar. 2013.
- MAZZEO, M. F.; CACACE, M. F.; PELUSO, M. F.; ZOTTA, M. F.; MUSCARIELLO, M. F. Effect of inactivation of *ccpA* and aerobic growth in *Lactobacillus plantarum*: A proteomic perspective. *Journal of Proteomics*, Martinsried, v. 75, n. 13, p. 4050-4061, jul. 2012.
- MELAÇOS BRASILEIROS. *Aplicações*. 2014. Disponível em: <<http://www.melacos.com.br/melacos-brasileiros-outras-aplicacoes.html>>. Acesso em: 15 fev. 2016.
- MILLER, G. L. Use of dinitrosalicylic acid reagent for determination of reducing sugar. *Analytical Chemistry*, v. 31, p. 426-428, 1959.
- MOUSAVI, Z. E.; MOUSAVI, S. M.; RAZAVI, S. H.; HADINEJAD, M.; EMAM-DJOMEH, Z.; MIRZAPOUR, M. Effect of fermentation of pomegranate juice by *Lactobacillus plantarum* and *Lactobacillus acidophilus* on the antioxidant activity and metabolism of sugars, organic acids and phenolic compounds. *Food Biotechnology*, New York, v. 27, n. 1, p. 1-13, fev. 2013.
- NORONHA, F. J. *Projetos agropecuários: administração financeira, orçamentação e avaliação econômica*. Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, 1981. 274 p.
- OLIVEIRA, R. F.; SOUSDALEFF, M.; LIMA, M. V. S.; LIMA, H. O. S. Produção fermentativa de ácido láctico a partir do melão da cana-de-açúcar por *Lactobacillus casei*. *Brazilian Journal of Food Technology*, Campinas, p. 34-40, jun. 2009.
- PANESAR, P.; KENNEDY, J. F.; GANDHI, D. N.; BUNKO, K. Bioutilisation of whey for lactic acid production. *Food Chemistry*, v. 105, n. 1, p. 1-14, 2007.

- PANESAR, P. S.; KENNEDY, J. F.; KNILL, C. J.; KOSSEVA, M. Production of L(+) lactic acid using *Lactobacillus casei* from whey. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 53, n. 1, p. 219-226, jan. 2010.
- PAUCEAN, A.; DAN-CRISTIAN, V.; SONIA-ANCUTA, S.; CARMEN, S. Carbohydrate metabolic conversions to lactic acid and volatile derivatives, as influenced by *Lactobacillus plantarum* ATCC 8014 and *Lactobacillus casei* ATCC 393 efficiency during in vitro and sourdough fermentation. *European Food Research and Technology*, Berlin, v. 237, n. 5, p. 679-689, jun. 2013.
- PIACENTE, F. J. *Agroindústria Canavieira e o Sistema de Gestão Ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá*. 187 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico) – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- QUATRAVAUX, S.; REMIZE, F.; BRYCKAERT, E.; COLAVIZZA, D.; GUZZO, J. Examination of *Lactobacillus plantarum* lactate metabolism side effects in relation to the modulation of aeration parameters. *Journal of Applied Microbiology*, Bedford, v. 101, n. 4, p. 903-912, 2006.
- SILVA, M. V.; GONÇALVES, O. H.; LIMA, M. V. S.; LIMA, H. O. S. Obtenção de ácido láctico via fermentação descontínua utilizando melão de cana-de-açúcar, farinha de varredura, frutose e fécula de mandioca. *Revista Brasileira de Pesquisa em Alimentos*, Campo Mourão, v. 1, n. 2, p. 97-102, jul. 2010.
- SOLIMAN, W.; WANG, L.; BHATTACHARJEE; KAUR, K. Structure-Activity Relationships of an Antimicrobial Peptide Plantaricin S from Two-Peptide Class IIb Bacteriocins. *Journal of Medicinal Chemistry*, Washington, v. 54, n. 7, p. 2399-2408, mar. 2011.
- TONDEE, T.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Decolorization of molasses wastewater by *Lactobacillus plantarum* No. PV71-1861. *Bioresource Technology*, v. 99, n. 14, p. 6258-6265, set. 2008.
- TORRESI, S. I. C. de; PARDINI, V. L.; FERREIRA, V. F. O que é sustentabilidade. [Editorial]. *Química Nova*, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 5, 2010.
- UNITED NATIONS. *Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment*. 1972. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/unchedec.htm>>. Acesso em: 2 fev. 2016.
- VARGAS, A. L. V.; Lepsch, L. H.; BRANCO, R. de F. Lactic Acid production by *Lactobacillus plantarum* CCT 0580 using sugar cane molasses. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE BIOTECNOLOGIA, 6., 2015. *Anais...* Brasília: Sociedade Brasileira de Biotecnologia, nov. 2015.
- VIJAYAKUMAR, J.; ARAVINDAN, R.; VIRUTHAGIRI, T. Recent trends in the production, purification and application of lactic acid. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, Zagreb, v. 22, n. 2, p. 245-264, 2008.
- VISHNU, C.; SEENAYYA, G.; REDDY, G. Direct fermentation of various pure and crude starchy substrates to L(+) lactic acid using *Lactobacillus amylophilus* GV6. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, Dordrecht, v. 18, n. 5, p. 429-433, 2002.
- VRANCKEN, G.; VUYST, L.; RIMAUX, T.; ALLEMEERSCH, J.; WECKX, S. Adaptation of *Lactobacillus plantarum* IMDO 130201, a wheat sourdough isolate, to growth in wheat sourdough simulation medium at different pH values through differential gene expression. *Applied and Environmental Microbiology*, Washington, v. 77, n. 10, p. 3406-3412, abr. 2011.
- VRIES, M. C.; VAUGHAN, E. E.; KLEEREBEZEM, M.; VOS, W. M. de. *Lactobacillus plantarum*: survival, functional and potential probiotic properties in the human intestinal tract. *International Dairy Journal*, Edmonton, v. 16, n. 9, p. 1018-1028, 2006.
- WANG, Y.; TASHIRO, Y.; SONOMOTO, K. Fermentative production of lactic acid from renewable materials: Recent achievements, prospects, and limits. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, v. 119, n. 1, p. 10-18, jan. 2015.
- WOUTERS, D.; GROSU-TUDOR, S.; ZAMFIR, M.; VUYST, L. Applicability of *Lactobacillus plantarum* IMDO 788 as a starter culture to control vegetable fermentations. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Chichester, v. 93, n. 13, p. 3352-3361, jun. 2013.

# AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE DA POLUIÇÃO DO AR NO MUNICÍPIO DE DIADEMA, BRASIL

---

HEALTH IMPACT ASSESSMENT OF AIR POLLUTION IN THE CITY OF DIADEMA, BRAZIL

## *Laiana Tamion da Silva*

Graduanda em Engenharia pela Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) – São Paulo (SP), Brasil.

## *Karina Camasmie Abe*

Biomédica, Mestre e Doutora pela UNIFESP - São Paulo (SP), Brasil.

## *Simone Georges El Khouri Miraglia*

Engenheira e Mestre pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP). Doutora e Pós-doutora pela Faculdade de Medicina da USP - São Paulo (SP), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

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

**Recebido:** 18/05/2016

**Aceito:** 21/09/2017

## **RESUMO**

O presente estudo objetivou avaliar cenários preditivos de diminuição da poluição atmosférica considerando uma abordagem de Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) no município de Diadema, Brasil, assim como os custos associados. Os poluentes analisados foram o material particulado de até 2,5 e de até 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$ , respectivamente) e o ozônio ( $\text{O}_3$ ), entre os anos de 2012 e 2014. O cenário com redução dos níveis de  $\text{MP}_{2,5}$  destacou-se dos demais, mostrando que seria possível evitar até 100 óbitos anuais, resultando num ganho de 16,4 meses de expectativa de vida e uma economia de mais de US\$ 527 milhões. Esses resultados obtidos para o município de Diadema revelam a importância de ações preventivas e políticas de controle da poluição atmosférica, impactando nos efeitos à saúde e à economia da região. Esse modelo pode ser aplicado em outros municípios brasileiros, colaborando para a melhor tomada de decisão e eficiência na utilização dos recursos públicos.

**Palavras-chave:** doenças cardiovasculares; doenças respiratórias; material particulado; ozônio; custos de saúde; qualidade do ar.

## **ABSTRACT**

The present study aimed to evaluate predictive scenarios for air pollution reduction considering a Health Impact Assessment (HIA) approach in the city of Diadema, Brazil, as well as the associated costs. The pollutants analyzed were particulate matter up to 2.5 and up to 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$  and  $\text{MP}_{10}$ , respectively) and ozone ( $\text{O}_3$ ), between the years of 2012 and 2014. The scenario with  $\text{MP}_{2,5}$  reduction levels stood out from the rest, showing that it would be possible to avoid up to 100 deaths per year, resulting in a 16.4-month life expectancy gain and savings of more than \$ 527 million. These results obtained for the municipality of Diadema reveal the importance of preventive actions and policies to control air pollution, affecting the health and economy of the region. This model can be applied in other Brazilian municipalities, contributing to a better decision-making and efficiency in the use of public resources.

**Keywords:** cardiovascular diseases; respiratory diseases; particulate matter; ozone; health costs; air quality.



## INTRODUÇÃO

Diversos estudos epidemiológicos têm mostrado a associação entre a exposição a poluentes do ar, como o material particulado de até 2,5 e de até 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$ , respectivamente) e o ozônio ( $\text{O}_3$ ), com doenças cardiovasculares e respiratórias. Nesse contexto, padrões de qualidade do ar foram estabelecidos a fim de se controlar a poluição atmosférica e evitar os efeitos adversos na saúde pública.

Os Padrões de Qualidade do Ar (PQAr), segundo publicação da Organização Mundial da Saúde (OMS) de 2005, podem variar dependendo da abordagem utilizada, porém sempre com a finalidade de que sejam estabelecidos de forma a atingir concentrações mínimas possíveis, visando à saúde pública e limitações locais. Dessa forma, para sua determinação, são considerados fatores de risco à saúde e econômicos, além de aspectos políticos e sociais, estes dependentes do nível de desenvolvimento e da capacidade nacional de gerenciamento da qualidade do ar (CETESB, 2015).

A poluição do ar é um problema global: foi a quarta maior causa de morte no mundo em 2013 (WORLD BANK GROUP, 2016). As principais doenças associadas à poluição do ar são cardiovasculares (POPE *et al.*, 2004) e respiratórias, como a asma e a bronquite (PEREZ *et al.*, 2013). Os principais poluentes atmosféricos que servem como indicadores da qualidade do ar e estão associados a efeitos na saúde são dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), material particulado (MP), monóxido de carbono (CO),  $\text{O}_3$ , hidrocarbonetos totais e óxido de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ), que estão relacionados às emissões veiculares e às emissões industriais (CETESB, 2015).

No Brasil, o atual cenário da poluição do ar requer medidas complementares que viabilizem a redução da concentração dos poluentes atmosféricos. Em um estudo feito para o município de São Paulo, estimou-se que se os valores de referência da OMS (2005) para o  $\text{MP}_{2,5}$  fossem atingidos no município, haveria o ganho de mais de 266 mil anos de vida, representando uma economia de mais de US\$ 15 bilhões de dólares anuais (ABE; MIRAGLIA, 2016). Em outro estudo, considerando 29 capitais brasileiras, estimaram-se perdas monetárias na ordem de US\$ 1,7 bilhões de dólares anuais relacionadas à poluição do ar (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014).

Os estudos que relacionam efeitos adversos da poluição atmosférica na saúde pública consistem basicamente de estudos epidemiológicos de caráter retrospectivo. Essas pesquisas evidenciam principalmente os efeitos em termos de aumento do número de morbidade e mortalidade associados a incrementos de concentração de poluentes por meio de modelos de Poisson (COSTA *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2017; RENZI *et al.*, 2013; VIDALE *et al.*, 2017; MACINTYRE *et al.*, 2016). O prejuízo em termos de custos de saúde derivados desse aumento de mortes e doenças devido à poluição do ar é conduzido por modelos de valoração econômica. Essas abordagens são realizadas em etapas distintas. Estudos prospectivos com cenários preditivos são menos frequentes (BROOME *et al.*, 2015; MARZOUNI *et al.*, 2017; ABE; MIRAGLIA, 2016), porém esses modelos podem se valer de abordagens similares, cujos resultados são posteriormente valorados a fim de prover a dimensão econômica do impacto em saúde gerado. Avaliações de impacto em saúde que consideram essa análise de forma integrada podem conferir uma visão mais abrangente e um diferencial no processo analítico.

A maioria dos estudos se concentra no município de São Paulo, que possui a maior frota automotiva do Brasil, com mais de 15 milhões de veículos estimados para o ano de 2014 (CETESB, 2015). No entanto, há também interesse crescente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), que inclui outros municípios adjacentes, como Diadema, na área denominada de Grande ABC Paulista (que também engloba os municípios de Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, Mauá, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra). Essa cidade possui cerca de 386.089 habitantes com uma área aproximada de 30,8  $\text{km}^2$  (IBGE, 2010). Sua economia baseia-se, principalmente, no setor de prestação de serviços, tendo a indústria e o comércio como importantes atividades econômicas. Abrange mais de 1.300 indústrias, predominando os setores químico, metalúrgico, alimentício, de bebidas, de borracha, de papel, de madeira, entre outros (SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E TRABALHO, 2014).

Visto que a poluição atmosférica pode ser conduzida a grandes distâncias antes de atingir o nível do solo (ELSOM, 1989), e por ser um município adjacente ao

município de São Paulo, Diadema pode receber grande quantidade de poluentes aéreos originários de seus próprios limites e de cidades próximas. Por isso, a utilização de metodologias de Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) é necessária para a confecção de recomendações que auxiliem a melhor tomada de decisão a respeito da saúde da população exposta ao risco ambiental (ABE; MIRAGLIA, 2017). No Brasil, existe um guia de aplicação dessa metodologia, publicado pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2014). Além disso,

ela já foi aplicada em outros estudos na área da poluição atmosférica (PASCAL *et al.*, 2013; ABE; MIRAGLIA, 2016; KOWALSKI *et al.*, 2016). No entanto, não existem no país pesquisas de AIS envolvendo poluição do ar e custos associados para Diadema; dessa forma, o presente estudo objetivou utilizar a metodologia de AIS para a construção de cenários preditivos de diminuição da poluição do ar, com os consequentes ganhos financeiros e em saúde cardiorrespiratória da população desse.

## OBJETIVO

O presente estudo teve como objetivo avaliar cenários preditivos de poluição atmosférica, considerando uma

abordagem de AIS no município de Diadema, Brasil, e os custos associados.

## METODOLOGIA

### Caracterização do município de Diadema

A cidade conta com um relevo acidentado, com pequenas colinas e morretes alongados, caracterizado por poucas áreas planas, segundo o site oficial da Prefeitura de Diadema. O clima é quente e temperado, considerado subtropical mesotérmico (CLIMATE DATA, 2016), tipo Cfb, significando clima temperado com verão ameno, na classificação climática de Köppen-Geiger (ÁLVARES *et al.*, 2014). Em Diadema, a temperatura média anual é de 17,8°C e a pluviosidade média anual é de 1.496 mm. Segundo o censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) de 2010, o município ocupa uma área aproximada de 30.796 km<sup>2</sup> e sua população é formada por 386.089 habitantes, resultando numa densidade demográfica de 12.519 habitantes/km<sup>2</sup>.

Entre os anos 2000 e 2010, a população do município teve crescimento de 8,13%, o que representa taxa de crescimento médio anual de 0,78%. De acordo com os dados do IBGE (2010), nesse mesmo período a pirâmide etária de Diadema sofreu uma mudança em sua aparência, com estreitamento da base gerado pelo fato de que a população envelheceu e a taxa de natalidade foi reduzida. Segundo o Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil (2013), no ano de 2010, a expectativa de vida na cidade era de 75,7 anos; no ano de 2000, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) era de 0,664 e passou para 0,757 em 2010, su-

perando o IDH da Unidade Federativa (UF), que era de 0,727.

Segundo o IBGE (2014), em 2013 o Produto Interno Bruto (PIB) de Diadema era de R\$ 13.428.096,00 — o 56º maior do Brasil; já o PIB *per capita* a preços correntes era de R\$ 33.015,67. Por se tratar de uma área urbana, sua economia tem pouca relevância no setor primário, e apresenta como principal fonte de renda o setor de prestação de serviços, tendo a indústria e o comércio como importantes atividades econômicas.

Segundo dados da Prefeitura de Diadema (2009), a divisão do setor de trabalho no ano de 2010 era constituída de maneira que a maior parcela da população ativa correspondia a atividades relacionadas à indústria de transformação. Em seguida, as atividades de comércio e reparação de veículos automotores e motocicletas correspondiam a 14,75% da população; os serviços domésticos, a 6,33%; e as atividades administrativas e os serviços complementares, a 5,44%. Por fim, a menor porcentagem, 3,51%, referia-se aos trabalhadores de atividades relacionadas à saúde humana e aos serviços sociais.

Em 2010, a População em Idade Ativa (PIA), composta por pessoas com 10 anos ou mais, contabilizava 328.590 indivíduos, correspondendo a 85,11% do total de habitantes do município. Em 2010, 84,08% da População Economicamente Ativa (PEA) de Diadema

era composta de empregados e 13,88% de pessoas que trabalhavam por conta. Apenas 0,87% eram empregadores. Em relação ao rendimento médio salarial, 48,87% da população ativa de Diadema recebe entre 1 e 2 salários mínimos, e somente 6,03% possui rendimentos acima de 5 salários mínimos.

## Dados utilizados

A AIS foi realizada para o município de Diadema utilizando o modelo APHEKOM (*Improving knowledge and communication for decision making on air pollution and health in Europe*), que já foi utilizado em diversas cidades europeias e, recentemente, adaptado para o município de São Paulo, com o intuito de melhorar a tomada de decisão em relação à poluição do ar (PASCAL *et al.*, 2016; ABE; MIRAGLIA, 2016; CHANNEL *et al.*, 2016; PASCAL *et al.*, 2013). Para esse modelo, foram utilizados dados populacionais e dados de concentração dos poluentes atmosféricos em bases diárias de  $MP_{2,5}$ ,  $MP_{10}$  e  $O_3$ , para o período compreendido entre 2012 a 2014, devido à necessidade de análise de trinca de anos. A escolha do período se baseou na disponibilidade mais recente de dados de saúde e poluentes.

Os dados da saúde foram baseados em dados anuais de população total, em taxas de mortalidade e morbidade por doenças cardiovasculares e respiratórias, mortalidade por causas não externas e mortalidade total. Essas informações foram coletadas de bancos de dados públicos, disponíveis nos sites do

Em relação ao sistema de saúde, segundo dados de 2009 do IBGE, Diadema possuía 77 estabelecimentos de saúde, sendo 49 privados e 28 públicos (IBGE, 2009). Alguns dados de mortalidade e morbidade devido a determinadas doenças (respiratórias e cardiovasculares) são mostrados na Tabela 1.

Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS) e do IBGE (BRASIL, 2016a; BRASIL, 2016b; IBGE, 2010). Os dados de mortalidade foram selecionados pela principal causa de morte; já os dados de hospitalização referem-se somente aos hospitais públicos.

Na área de estudo em Diadema, os dados foram fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que conta com apenas uma estação de monitoramento da qualidade do ar, localizada na região central da cidade, que monitora níveis de  $O_3$  e de  $MP_{10}$ . Os valores obtidos na estação central foram considerados como indicativo do *status* de toda a cidade.

Na central de monitoramento de Diadema, as concentrações dos poluentes são fornecidas em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . A concentração de  $O_3$  foi monitorada pelo método de referência padrão de absorção ultravioleta (CETESB, 2015). O indicador de exposição do  $O_3$  foi a média diária máxima de 8 horas. Em relação às medições de  $MP_{10}$ , a estação de monitoramento utilizou o mé-

**Tabela 1 – Número médio anual de internações por causas cardíacas e respiratórias e mortalidade cardíaca no período de 2012 a 2014 em Diadema, Brasil.**

Resultado de saúde	CID9	CID10	Idade	Número médio anual	Taxa anual por 100.000 habitantes
Mortalidade não externa	< 800	A00-R99	Todas	1.446	359
Hospitalizações cardíacas	390-429	I00-I52	Todas	394	98
Hospitalizações respiratórias	460-519	J00-J99	15 – 64	78	19
Hospitalizações respiratórias	460-519	J00-J99	> 65	138	34
Hospitalizações respiratórias	460-519	J00-J99	Todas	223	55

CID: Classificação Internacional de Doenças.

todo de radiação beta, com valores de médias diárias das concentrações do poluente no ar. Para essa estação de monitoramento, as medições de  $MP_{2,5}$  não estavam disponíveis; dessa forma, estimou-se a concentração de  $MP_{2,5}$  a partir dos valores diários de

## Modelo APHEKOM

O modelo APHEKOM estima os impactos sobre a saúde ocasionados pela poluição do ar, gerando cenários preditivos a partir de reduções da média anual por um montante fixo e da média anual até atingir o padrão estabelecido pela Organização Mundial da Saúde de Qualidade do Ar (World Health Organization, Air Quality Standards — WHO-AQS).

Para a construção desses cenários, utilizou-se a ferramenta de AIS, desenvolvida pelo APHEKOM Group — grupo de pesquisadores europeus. A ferramenta necessária para análises de longo e curto prazos está disponível para acesso (<http://aphekom.org>).

## Impactos na saúde

No presente estudo, foram avaliados os benefícios na saúde que poderiam ser alcançados caso as concentrações dos poluentes fossem diminuídas. A respeito do  $MP_{10}$  e do  $O_3$ , a exposição a curto prazo foi estimada e os impactos na saúde foram computados, na Equação 1, da seguinte forma (PASCAL *et al.*, 2013):

$$\Delta y = y_0 (1 - e^{-\beta \Delta x}) \quad (1)$$

Em que:

$\Delta y$  é a redução do número anual de hospitalizações ou óbitos associados à redução das concentrações dos poluentes;

$y_0$  é o resultado básico de saúde, em número anual de mortes ou hospitalizações;

$\beta$  é o coeficiente da função de resposta à concentração; e

$\Delta x$  é o aumento da concentração em um cenário específico, em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

$MP_{10}$  utilizando um fator de conversão de 0,7 — utilizado em estudos anteriores e pelo projeto *Air Pollution and Health: A European Information System* — APHEIS (ABE; MIRAGLIA, 2016; PASCAL *et al.*, 2013; MEDINA *et al.*, 2005).

Para ambos os prazos, selecionou-se uma trinca de anos — nesse caso, o período abrangente foi de janeiro de 2012 a dezembro de 2014. Para a análise de curto prazo, foi necessária a inserção das médias diárias de concentração de  $O_3$  e  $MP_{10}$  (em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), o número das internações hospitalares por doenças cardiovasculares e respiratórias e, por fim, os dados relativos à população total da área estudada. Para as análises de longo prazo, foram inseridos dados de concentração de  $MP_{2,5}$ , obtidos a partir do  $MP_{10}$ , por meio de uma taxa de conversão. Por fim, utilizaram-se as taxas de mortalidade total e por doença cardiovascular e a média da população a partir dos 40 anos de idade.

Os dois cenários, que são estabelecidos pelo modelo adotado, foram construídos da seguinte forma:

- Redução na média anual de um montante fixo de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; e
- Redução da média anual até o padrão de qualidade do ar estabelecido pela WHO-AQS.

Os valores das concentrações dos poluentes da WHO-AQS foram  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $MP_{10}$  e  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para  $MP_{2,5}$ . O WHO-AQS de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para a concentração diária de  $O_3$ , foi aplicado para avaliar os impactos de curto prazo do  $O_3$ . No que se refere à exposição a longo prazo em efeitos à saúde do  $MP_{2,5}$ , aplicou-se uma tabela de padrão de vida abreviada, como descrito por Pascal *et al.* (2013).

Os resultados dos cenários preditivos foram representados pelo número de mortes evitadas em cada cenário e os meses adicionais de expectativa de vida aos 30 anos.

A fim de se ter um detalhamento metodológico adicional, bem como acessar outras funções dose-respostas e equações utilizadas no modelo, a publicação *Guidelines for performing an HIA of the health impacts of urban air pollution* pode ser consultada (APHEKOM, 2015).

## Morbidade

Em relação aos custos de morbidade, as análises consideraram as despesas de internações. Dessa forma, utilizamos a abordagem do custo padrão da doença, que consiste na aplicação de um valor econômico único que combina custos diretos e indiretos de cada internação (PASCAL *et al.*, 2013). No entanto, alguns custos intangíveis não podem ser avaliados — a dor e o sofrimento, por exemplo. Os custos diretos das hospitalizações cardíacas e respiratórias foram considerados a partir de um custo médio diário e um tempo médio de internação hospitalar. Esses custos unitários de internações e o número médio de dias de internação em Diadema também foram obtidos pelo DATASUS.

Portanto, a valoração econômica da morbidade foi estimada da seguinte forma (Equação 2):

$$C_h = Vi.Nd.Nc \quad (2)$$

Em que:

$C_h$  é o custo de hospitalização;

$Vi$  é o valor unitário de uma admissão hospitalar diária;

$Nd$  é o número médio de dias de admissões relacionados a determinada doença; e

$Nc$  é o número de casos de determinada doença.

O presente estudo considerou 6,36 dias como a média de dias de internação devido a doenças respiratórias, e 8,06 dias para doenças cardíacas (dados disponíveis no DATASUS). O valor unitário da admissão diária foi de U\$ 264,91 para doenças respiratórias e de U\$ 334,72 para doenças cardiovasculares em Diadema — conversão em 5 de março de 2017 —, de acordo com o DATASUS.

## RESULTADOS

### Características do local e da população de estudo

O município de Diadema está localizado na Região Sudeste do Brasil, no sudeste paulista. De acordo com o Censo 2010 do IBGE, havia 386.089 habitantes na cidade, dos quais 276.821 tinham entre 15 e 64 anos e 18.466, mais de 65 anos. O número anual

de internações para todas as idades devido a doenças cardíacas reduziu de 424, em 2012, para 383, em 2014. As internações respiratórias para todas as idades aumentaram de 194, em 2012, para 230, em 2014 (Tabela 1).

### Análise descritiva dos poluentes

Os resultados do modelo indicaram que o valor máximo de concentração para o  $O_3$  foi de  $185 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e o mínimo de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o período analisado. A média diária e o desvio padrão (DP) foi  $61 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 31 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (DP) com mediana de  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Para o  $MP_{10}$ , o valor

máximo diário foi de  $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e o mínimo de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o período de 2012 a 2014. A média diária foi de  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (DP), com mediana de  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , excedendo os padrões atuais da OMS (2005). Os valores obtidos estão resumidos na Tabela 2.

### Impactos a curto prazo da exposição de $MP_{10}$ à morbidade

Considerando o período entre 2012 e 2014, se os níveis de  $MP_{10}$  em Diadema atingissem o recomendado

pela OMS (2005) —  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  — teriam sido evitados mais de 7 casos de hospitalizações anuais devido a

Tabela 2 – Estatística descritiva das concentrações dos poluentes  $PM_{10}$  e ozônio.

Poluente	Média diária ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Desvio padrão ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Mínimo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Máximo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Ozônio (8 horas — máxima diária)	61	31	2	185
$PM_{10}$ (média diária)	34	13	10	87



doenças cardiorrespiratórias e seriam economizados mais de US\$ 40 mil por ano em custos médicos diretos. Uma redução em  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  teria evitado mais de

2 hospitalizações anuais causadas por doenças respiratórias e cardiovasculares. Os dados estão resumidos na Tabela 3.

### Efeitos a curto prazo na mortalidade e na morbidade da exposição ao ozônio

Em relação aos níveis de  $\text{O}_3$ , o cumprimento das normas da OMS (2005) com o limite máximo de concentração de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para uma exposição de 8 horas diárias resultou em valores de casos evitados discretos, inclusive com valores iguais a 0 quanto a hospitalizações respiratórias, porém esse fato não exclui a credibilidade do modelo APHEKOM para o atual estudo. O modelo foi originalmente criado para estudos multicêntricos relacionados à população europeia, que apresenta um

número superior de habitantes quando comparada à população do município de Diadema. Para o caso de mortalidade total não externa, os resultados mostraram-se pequenos, mas não menos significativos. Diante do cenário, as hospitalizações e as mortes evitadas gerariam um ganho de US\$ 11.689,66 e US\$ 35.068,99 para as reduções para  $100$  e  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (cotação dia 5 de março de 2017). Os valores encontram-se na Tabela 4.

**Tabela 3 – Potenciais benefícios para a saúde com a redução dos níveis diários de  $\text{PM}_{10}$  no número de hospitalizações.**

Cenários	Hospitalizações respiratórias		Hospitalizações cardíacas		Valoração monetária (US\$)
	Número anual de casos evitados	Número anual de casos evitados por 100.000 habitantes	Número anual de casos evitados	Número anual de casos evitados por 100.000 habitantes	
Redução em $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	1,3	0,31	1,2	0,29	14.765,36
Redução para $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	3,5	0,87	3,3	0,81	40.342,78

**Tabela 4 – Benefícios potenciais para a saúde com a redução dos níveis diários de ozônio em termos de hospitalizações a curto prazo e de mortalidade não externa total.**

Cenários	Hospitalizações respiratórias (15 – 64 anos)		Hospitalizações respiratórias (> 64 anos)		Total mortalidade não externa		Valoração monetária (US\$)
	Número anual de casos evitados	Número anual de casos evitados por 100.000 habitantes	Número anual de casos evitados	Número anual de casos evitados por 100.000 habitantes	Número anual de mortes evitadas	Número anual de mortes evitadas por 100.000 habitantes	
8 horas máximas Valores diários $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0	0,01	0,2	0,08	1,1	0,28	11.689,66
Redução em $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0	0,01	0,3	0,16	2,2	0,56	35.068,99

## Impactos a longo prazo da exposição crônica ao $MP_{2,5}$ na mortalidade

Em Diadema, caso os níveis padrões da OMS (2005) para o  $MP_{2,5}$  fossem alcançados —  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  —, o número anual de mortes evitadas seria superior a 100 e a expectativa de vida aumentaria em 16,4 meses. Isso equivale a um ganho de 9.900,7 anos de vida e mais de US\$ 527 milhões anuais. Se o município fosse capaz de

diminuir a média de  $MP_{2,5}$  em apenas  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , aproximadamente 42,7 mortes ao ano seriam evitadas e a população ganharia mais de 5 meses de expectativa de vida, resultando em um gasto evitado de aproximadamente US\$ 189 milhões. Os resultados estão descritos na Tabela 5.

**Tabela 5 – Benefícios potenciais na saúde e econômicos com a redução anual dos níveis de  $PM_{2,5}$  a longo prazo em termos de mortalidade total não externa.**

Cenários	Número anual de mortes evitadas	Número anual de mortes evitadas por 100.000 habitantes	Ganho em expectativa de vida	Ganho em anos de vida	Valoração monetária (US\$ milhões)
Redução em $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	42,7	21,4	5,9	3.543,4	188,65
Redução para $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	114,4	57,3	16,4	9.900,7	527,11

## DISCUSSÃO

Diadema é uma das cidades de destaque na região do Grande ABC, localizada na RMSP. Apesar de sua pequena extensão, o município evoluiu em seu desenvolvimento econômico e hoje é considerado um dos polos industriais mais importantes do estado de São Paulo. Com o passar dos anos, o desenvolvimento econômico fez que com houvesse aumento no número de habitantes residentes na cidade, o que gerou maior poder aquisitivo e motorização da população, implicando em maior tráfego de veículos e, conseqüentemente, no aumento da poluição atmosférica. Com o intuito de controlar e monitorar a poluição, o governo do estado de São Paulo criou, por meio do Decreto Estadual nº 59.113, de 23 de abril de 2013, os padrões estaduais de qualidade do ar, mais restritivos que os nacionais. Ainda assim, os valores do decreto para o  $MP_{10}$ ,  $MP_{2,5}$  e  $O_3$  continuam acima dos níveis recomendados pela OMS, cuja última atualização foi em 2005. Dessa forma, analisando o período estudado — 2012 a 2014 —, foi possível verificar que, em grande parte do tempo, os níveis de  $MP_{2,5}$ ,  $MP_{10}$  e  $O_3$  ficaram acima dos padrões recomendados pela OMS (2005), significando riscos elevados à saúde da população. De acordo com os resultados e cenários preditivos apresentados, notou-se os be-

nefícios de uma redução mais acentuada e sustentada se os níveis máximos de  $O_3$  e  $MP$  atendessem aos PQAr estabelecidos pela OMS. Entre todos os cenários estimados, o que mais se destacou foi o cenário a longo prazo, relacionado à redução dos níveis de  $MP_{2,5}$ . Os resultados mostraram que, caso fosse atingida uma concentração de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mais de 100 óbitos seriam evitados, o que resultaria num ganho de 16,4 meses de expectativa de vida e uma economia de mais de US\$ 527 milhões anuais, excluídos os valores como despesas indiretas com a saúde, o absenteísmo e os custos intangíveis, como qualidade de vida, o que faria com que esse valor fosse ainda mais significativo. A vantagem da apresentação de dois cenários preditivos é mostrar que os benefícios à saúde são alcançáveis no município, mesmo com reduções modestas na poluição do ar. Os cenários a curto prazo mostraram-se significativos; entretanto, por se tratar de um município pequeno, a magnitude desses resultados mostrou-se em menores proporções, caso fosse comparada a de uma cidade com maior número de habitantes, como São Paulo, por exemplo. Em relação a um cenário de redução das concentrações de  $MP_{10}$  para  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o município de São Paulo, mais de 1.500 internações relacionadas a doen-

ças cardiovasculares e respiratórias seriam evitadas (ABE; MIRAGLIA, 2016), enquanto para o município de Diadema seriam apenas 6 casos. Em um estudo europeu, que utilizou o mesmo modelo APHEKOM, aplicado a 25 cidades europeias, alguns cenários preditivos evidenciaram mais de 8.000 hospitalizações evitáveis por doenças cardiorrespiratórias anualmente (PASCAL *et al.*, 2013). Devos *et al.* (2015) igualmente estimaram potenciais economias em despesas hospitalares na Bélgica devido a cenários de redução da concentração de MP e NO<sub>2</sub>, evidenciando a necessidade de reduzir as concentrações ambiente.

Estudos sobre os efeitos adversos da poluição atmosférica na saúde utilizam-se de modelos retrospectivos ou de coorte (COSTA *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2017; RENZI *et al.*, 2013; VIDALE *et al.*, 2017; RAASCHOU-NIELSEN *et al.*, 2013), os quais apresentam a dimensão de impactos gerados. Abordagens que integram impactos na saúde e os custos associados são menos frequentes (MUELLER *et al.*, 2017; MAJI *et al.*, 2017; CHANEL *et al.*, 2016; MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014) e mais desejáveis por prover subsídios para os gestores estimarem os benefícios de redução dos poluentes.

Os efeitos crônicos gerados pela poluição do ar foram expostos, no presente estudo, por meio do número de óbitos evitáveis relacionados à exposição a longo prazo ao poluente MP<sub>2,5</sub>. Em relação aos efeitos a curto prazo, a taxa de morbidade foi considerada apenas para efeitos agudos da poluição do ar, analisando-se o número de hospitalizações devido a doenças cardiovasculares e respiratórias. Entretanto, atualmente, sabe-se que a morbidade crônica devido à poluição atmosférica também tem impactos na saúde e no sistema de saúde, além dos efeitos agudos (PEREZ *et al.*, 2013).

Algumas medidas de controle da poluição são estudadas no mundo, como a diminuição do número de viagens e dos congestionamentos; o aumento da eficiência do sistema viário e da oferta de transporte público; e o planejamento do uso do solo (CETESB, 2015). Políticas que estimulam o transporte ativo — caminhadas e uso de bicicletas para realizar deslocamentos ao trabalho ou estudo — são relacionadas a benefícios na saúde. Os pesquisadores Rojas-Rueda *et al.* (2016) mostraram que o aumento dos deslocamentos de bicicleta apresentou os melhores resultados em termos de mortalidade evitada. Sá *et al.* (2016) avaliaram os deslocamentos por bicicleta

em São Paulo e concluíram que é preciso investir em infraestrutura viária e integração com outros modais para ampliar o uso dessa alternativa de transporte de forma mais segura a fim de se obter ganhos de saúde mais expressivos.

Uma forma de diminuir os impactos identificados na saúde da população de Diadema seria a diminuição da poluição por meio da adoção de veículos com tecnologia menos poluente; ou seja, além da tecnologia mais recente dos motores e catalisadores, outros fatores também devem ser levados em consideração, como a melhoria da qualidade dos combustíveis (PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). No mesmo contexto, um estudo desenvolvido em Curitiba constatou a influência da renovação da frota antiga por uma mais nova. Este mostra que as concentrações de poluentes sofreram redução, comprovando a relevância para a redução efetiva das concentrações atmosféricas de poluentes (ESCUCIATTO *et al.*, 2016).

Assim, a redução dos níveis de poluição do ar não deve se basear somente em medidas tecnológicas para a redução das emissões dos veículos e das indústrias, mas sim em uma ação integrada dos diversos setores da sociedade. Uma abordagem mais conectada com mecanismos intersetoriais, que possibilite um diálogo amplo entre as questões do meio ambiente nas políticas de saúde, e a interligação dos objetivos da saúde ambiental, numa ampla estratégia de desenvolvimento sustentável, trarão enormes benefícios na conquista de melhores condições de vida nas cidades (GOUVEIA, 1999).

Um exemplo desse tipo de ação foi a criação da Lei “Clean Action Air” ou “Lei do Ar Limpo”, em 1970, nos Estados Unidos, para regular as emissões atmosféricas provenientes de fontes estacionárias e móveis (USEPA, 2016). Um estudo de 2011 da *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) verificou que, em 2010, as reduções na poluição por partículas finas e na poluição causada pelo O<sub>3</sub>, obtidas pelas emendas à Lei do Ar Limpo de 1990, evitaram mais de 160.000 mortes prematuras, 130.000 ataques cardíacos, milhões de casos de problemas respiratórios — como bronquite aguda e ataques de asma — e 86.000 admissões hospitalares (USEPA, 2016).

## CONCLUSÃO

Diagnosticou-se que a redução das concentrações de poluentes atmosféricos, juntamente com a criação de novas políticas públicas, pode gerar benefícios econômicos e à saúde da população. Apesar dos resultados promissores, observa-se que o modelo APHEKOM foi originalmente criado para estudos relacionados à população europeia, e sua utilização para aplicação em uma população residente na América do Sul pode ser considerada como uma limitação do estudo, já que as funções dose-respostas utilizadas são internacionais.

O monitoramento da qualidade do ar é importante para o acompanhamento da evolução dos níveis de poluição, permitindo medidas de intervenção sempre que os valores possam colocar a saúde da população

em risco. Adicionalmente, ressalta-se a importância de incluir na rede de monitoramento um sensor para a medição da concentração de  $MP_{2,5}$ , visto que esse poluente está intrinsecamente relacionado a efeitos a longo prazo na saúde da população e os resultados obtidos gerariam um diagnóstico mais preciso da ameaça à população.

Assim, conclui-se que a redução dos níveis de emissões de  $MP_{10}$ ,  $MP_{2,5}$  e  $O_3$  evitaria um grande número de óbitos e traria uma economia bastante significativa em um país onde os recursos econômicos são escassos. Da mesma forma, tal redução dos níveis de poluição atmosférica também diminuiria a demanda de recursos hospitalares, em consequência da diminuição das internações, garantindo uma melhora na qualidade de vida da população.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Secretaria de Vigilância em Saúde do Ministério da Saúde (SVS/MS) do Brasil, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cien-

tífico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), o apoio.

## REFERÊNCIAS

ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) no Brasil e América Latina: uma ferramenta essencial a projetos, planos e políticas. *Interface-Comunicação, Saúde, Educação*, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-57622016.0802>.

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, n. 7, jul. 2016.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

ATLAS DO DESENVOLVIMENTO HUMANO NO BRASIL. *Perfil de Diadema*. 2013. Disponível em: [http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil\\_m/1956](http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/1956). Acesso em: jan. 2017.

BRASIL. Avaliação de Impacto à Saúde (AIS). Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância e Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. *Metodologia adaptada para aplicação no Brasil*. Brasília: Ministério da Saúde, 2014. 68 p.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Departamento de Informática do SUS (Datasus). *Informações de Saúde*. 2016a. Disponível em: <http://datasus.saude.gov.br/informacoes-de-saude/tabnet>. Acesso em: set. 2016.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Departamento de Informática do SUS (Datasus). *Morbidade hospitalar do SUS*. 2016b. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sih/cnv/nisp.def>. Acesso em: out. 2016.

BROOME, R. A.; FANN, N.; CRISTINA, T. J. N.; FULCHER, C.; DUC, H.; MORGAN, G. G. The health benefits of reducing air pollution in Sydney, Australia. *Environmental Research*, v. 143, p. 19-25, 2015.

CHANEL, O.; PEREZ, L.; KÜNZLI, N.; MEDINA, S.; APHEKOM GROUP. The hidden economic burden of air pollution-related morbidity: evidence from the Aphekom project. *European Journal of Health Economics*, v. 17, n. 9, p. 1101-1115, 2016. DOI: 10.1007/s10198-015-0748-z.

CLIMATE DATA. *Diadema*. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/4483/>>. Acesso em: nov. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Relatórios de Qualidade do Ar – Qualar*. 2015. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/qualar/>>. Acesso em: ago. 2016.

COSTA, A. F.; HOEK, G.; BRUNEKREEF, B.; DE LEON, A. C. P. Air pollution and deaths among elderly residents of São Paulo, Brazil: An analysis of mortality displacement. *Environmental Health Perspectives*, v. 125, n. 3, p. 349-354, 2017.

DEVOS, S.; COX, B.; DHONDT, S.; NAWROT, T.; PUTMAN, K. Cost saving potential in cardiovascular hospital costs due to reduction in air pollution. Belgium. *Science of the Total Environment*, Elsevier. v. 527-528, p. 413-419, 2015

ELSOM, D. M. *Atmospheric Pollution: Causes, Effects and Control Policies*. Nova York: Basil Blackwell, 1989.

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*, Rio de Janeiro, n. 42, p. 2-11, dez. 2016.

GOUVEIA, N. Saúde e meio ambiente nas cidades: os desafios da saúde ambiental. *Saúde e Sociedade*, v. 8, n. 1, p. 49-61, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Produto Interno Bruto dos Municípios 2010-2014*. 2014. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pibmunicipios/2014/default.shtm>>. Acesso em: dez. 2016.

\_\_\_\_\_. *São Paulo*. São Paulo, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=351380&search=sao-paulo|diadema>>. Acesso em: set. 2016.

\_\_\_\_\_. *Serviços de Saúde*. 2009. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=351380&idtema=5&search=sao-paulo|diadema|servicos-de-saude-2009>>. Acesso em: dez. 2016.

\_\_\_\_\_. *Sumário de Dados Básicos de Diadema – SP*. Diadema: Prefeitura de Diadema, 2012. Disponível em: <[http://www.diadema.sp.gov.br/dmp/comunicacao/Comunicacao/Site2/sumario\\_miolo\\_20x26.pdf](http://www.diadema.sp.gov.br/dmp/comunicacao/Comunicacao/Site2/sumario_miolo_20x26.pdf)>. Acesso em: nov. 2016.

KOWALSKI, M.; KOWALSKA, K.; KOWALSKA, M. Health benefits related to the reduction of PM concentration in ambient air, Silesian Voivodeship, Poland. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, v. 29, n. 2, p. 209-217, 2016.

LI, G.; XUE, M.; ZENG, Q.; CAI, Y.; PAN, X.; MENG, Q. Association between fine ambient particulate matter and daily total mortality: an analysis from 160 communities of China. *Science of The Total Environment*, v. 599, p. 108-113, 2017.

MACINTYRE, H. L.; HEAVISIDE, C.; NEAL, L. S.; AGNEW, P.; THORNES, J.; VARDOLAKIS, S. Mortality and emergency hospitalizations associated with atmospheric particulate matter episodes across the UK in spring 2014. *Environment international*, v. 97, p. 108-116, 2016.

MAJI, K. J.; ARORA, M.; DIKSHIT, A. K. Burden of disease attributed to ambient PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> exposure in 190 cities in China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 12, p. 11.559-11.572, 2017.



MARZOUNI, M. B.; MORADI, M.; ZARASVANDI, A.; AKBARIPOOR, S.; HASSANVAND, M. S.; NEISI, A.; GOUDARZI, G.; MOHAMMADI, M. J.; SHEIKHI, R.; KERMANI, M.; SHIRMARDI, M.; NAIMABADI, A.; GHOLAMI, M.; MOZHDEHI, S. P.; ESMAEILI, M.; BARARI, K. Health benefits of PM10 reduction in Iran. *International Journal of Biometeorology*, p. 1-13, 2017. DOI: 10.1007/s00484-017-1316-2

MEDINA, S.; BOLDO, E.; KRZYZANOWSKI, M.; NICIU, E. M.; MUEKE, H. G.; ATKINSON, R. *Health impact assessment of air pollution and communication strategy*. Third year report. Saint-Maurice (Fra): Institut de veille sanitaire, 2005.

MIRAGLIA, S. G.; GOUVEIA, N. Costs of air pollution in Brazilian metropolitan regions. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 19, n. 10, p. 4.141-4.147, out. 2014.

MUELLER, N.; ROJAS-RUEDA, D.; BASAGAÑA, X.; CIRACH, M.; COLE-HUNTER, T.; DADVAND, P.; DONAIRE-GONZALEZ, D.; FORASTER, M.; GASCON, M.; MARTINEZ, D.; TONNE, C.; TRIGUERO-MAS, M.; VALENTÍN, A.; NIEUWENHUIJSEN, M. Health impacts related to urban and transport planning: a burden of disease assessment. *Environmental International*, v. 107, p. 243-257, 2017. DOI: 10.1016/j.envint.2017.07.020

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *Guideline Document*. Copenhagen, 2000. Disponível em: <[http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf)>. Acesso em: out. 2016.

PASCAL, M.; CORSO, M.; CHANEL, O.; DECLERCQ, C.; BADALONI, C.; CESARONIC, G.; HENSCHELD, S.; MEISTERE, 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 Aphekom project. *Science Total of the Environment*, v. 449, p. 390-400, 2013.

PASCAL, M.; CORSO, M.; UNG, A.; DECLERCQ, C.; MEDINA, S.; APHEKOM. *Guidelines for performing an HIA of the health impacts of urban air pollution*. 2011. Disponível em: <[http://aphekom.org/c/document\\_library/get\\_file?uuid=4f388abf-61e5-415d-ae22-e437a4e25937&groupId=10347](http://aphekom.org/c/document_library/get_file?uuid=4f388abf-61e5-415d-ae22-e437a4e25937&groupId=10347)>. Acesso em: jul. 2016.

PEREZ, L.; DECLERCQ, C.; IÑIQUEZ, C.; AGUILERA, I.; BADALONI, C.; BALLESTER, F.; BOULAND, C.; CHANEL, O.; CIRARDA, F. B.; FORASTIERE, F.; FORSBERG, B.; HALUZA, D.; HEDLUND, B.; CAMBRA, K.; LACASAÑA, M.; MOSHAMMER, H.; OTOREPEC, P.; RODRÍGUEZ-BARRANCO, M.; MEDINA, S.; KÜNZLI, N. Chronic burden of near-roadway traffic pollution in 10 European cities (APHEKOM network). *European Respiratory Journal*, v. 42, n. 3, p. 594-605, set. 2013.

PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M. Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2015. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/279513600\\_Traffic-related\\_air\\_quality\\_trends\\_in\\_SAO\\_Paulo\\_Brazil](https://www.researchgate.net/publication/279513600_Traffic-related_air_quality_trends_in_SAO_Paulo_Brazil)>. Acesso em: maio 2017.

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, n. 1, p. 71-77, jan. 2004.

PREFEITURA DE DIADEMA. *Dados Gerais*. Diadema, 2015. Disponível em: <<http://www.diadema.sp.gov.br/cidade/conheca-diadema/dados-gerais>>. Acesso em: nov. 2016.

RAASCHOU-NIELSEN, O.; ANDERSEN, Z. J.; BEELEN, R.; SAMOLI, E.; STAFOGGIA, M.; WEINMAYR, G.; HOFFMANN, B.; FISCHER, P.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; BRUNKEKREEF, B.; XUN, W. W.; KATSOUVANNI, 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.; SORENSEN, M.; TJONNLAND, A.; ELLERMANN, T.; EEFTENS, M.; PEETERS, P. H.; MELIEFSTE, K.; WANG, M.; BUENO-DE-MESQUITA, B.; KEY, T. J.; HOUGH, 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, n. 9, p. 813-822, 2013. DOI: 10.1016/S1470-2045(13)70279-1

RENZI, M.; STAFOGGIA, M.; FAUSTINI, A.; CESARONI, G.; CATTANI, G.; FORASTIERE, F. Analysis of Temporal Variability in the Short-term Effects of Ambient Air Pollutants on Nonaccidental Mortality in Rome, Italy (1998–2014). *Environmental Health Perspectives*, v. 125, n. 6, 2013. DOI: 10.1289/EHP19

ROJAS-RUEDA, D.; NAZELLE, A.; ANDERSEN, Z. J.; BRAUN-FAHRLÄNDER, C.; BRUHA, J.; BRUHOVA-FOLTYNOVA, H.; DESQUEYROUX, H.; PRAZNOCZY, C.; RAGETTLI, M. S.; TAINIO, M.; NIEUWENHUIJSEN, M. J. Health Impacts of Active Transportation in Europe. *PLoS One*, v. 11, n. 3, p. e0149990, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26930213>>. Acesso em: out. 2016.

SÁ, T. H.; DURAN, A. C.; TAINIO, M.; MONTEIRO, C. A.; WOODCOCK, J. Cycling in São Paulo, Brazil (1997-2012): Correlates, time trends and health consequences. *Preventive Medical Reports*, v. 4, p. 540-545, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27761356>>. Acesso em: mar. 2017.

SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E TRABALHO. Diadema, 2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Summary of the Clean Air Act*. 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-air-act>>. Acesso em: fev. 2017.

VIDALE, S.; ARNABOLDI, M.; BOSIO, V.; CORRADO, G.; GUIDOTTI, M.; STERZI, R.; CAMPANA, C. Short-term air pollution exposure and cardiovascular events: a 10-year study in the urban area of Como, Italy. *International Journal of Cardiology*, v. 248, p. 389-393, 2017.

WORLD BANK GROUP. *The Cost of Air Pollution*. Strengthening the Economic Case for Action. Seattle: World Bank, Institute for Health Metrics and Evaluation, University of Washington, 2016. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/pt/781521473177013155/pdf/108141-REVISED-Cost-of-PollutionWebCORRECTEDfile.pdf>>. Acesso em: jan. 2017.

# TECHNOLOGIES FOR WASTEWATER TREATMENT FROM THE FISH PROCESSING INDUSTRY: REUSE ALTERNATIVES

TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DO PROCESSAMENTO DE PESCADO: ALTERNATIVAS PARA O REUSO

## *Fábio Henrique de Melo Ribeiro*

Doutorando do Programa de Pós-graduação em Ciências do Ambiente pela Universidade Federal do Tocantins (UFT) – Palmas (TO), Brasil.

## *Liliana Pena Naval*

Doutora em Ciências Químicas pela UFT – Palmas (TO), Brasil.

### **Endereço para correspondência:**

Liliana Pena Naval – Universidade Federal do Tocantins, Laboratório de Saneamento Ambiental – Avenida NS 15, 109 Norte, Bloco 2, Sala 7, Laboratório de Saneamento Ambiental – Plano Diretor Sul – 77001-090 – Palmas (TO), Brasil – E-mail: liliana@uft.edu.br

**Recebido:** 10/25/2017

**Aceito:** 11/23/2017

## **ABSTRACT**

For the fish processing industry, the treatment proposal for effluents encounters some difficulties, such as high concentration of organic matter and solids in suspension, and lack of uniformity in the composition. Considering this problem, the objective was to evaluate the removal efficiency for different effluent treatment technologies of the mentioned industry and the possibility of reuse. In order to do so performed a survey of effluent treatment systems, verifying the removal rate for pH, total suspended solids (TSS mgL<sup>-1</sup>), biochemical oxygen demand BOD (mgL<sup>-1</sup>), chemical oxygen demand COD (mgL<sup>-1</sup>), total nitrogen TN (mgL<sup>-1</sup>), total phosphorus TP (mgL<sup>-1</sup>) and oils and greases (mgL<sup>-1</sup>). The concentrations found were compared to the limit values imposed by the standards for industrial reuse. As a result, it has been found that the combination of multiple processes, using advanced treatment techniques, is appropriate, especially where the purpose is to reuse and/or recycle.

**Keywords:** fish processing; industrial reuse; wastewater treatment.

## **RESUMO**

Para a indústria de processamento de pescado, a proposição de tratamento para os efluentes encontra algumas dificuldades, como elevada concentração de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, e falta de uniformidade na composição. Considerando esta problemática, se objetivou avaliar a eficiência de remoção para diferentes tecnologias de tratamento de efluentes da referida indústria e a possibilidade de reuso. Para tanto, realizou-se em levantamento de sistemas de tratamento de efluentes verificando-se a taxa de remoção alcançada para pH, total de sólidos em suspensão (TSS mgL<sup>-1</sup>), demanda bioquímica de oxigênio DBO (mgL<sup>-1</sup>), demanda química de oxigênio COD (mgL<sup>-1</sup>), nitrogênio total TN (mgL<sup>-1</sup>), fósforo total TP (mgL<sup>-1</sup>) e Óleos e graxas (mgL<sup>-1</sup>). As concentrações encontradas foram comparadas aos valores limites, impostos pelas normas para reuso industrial. Como resultado foi verificado que a combinação de múltiplos processos, com a utilização de técnicas avançadas de tratamento, mostra-se apropriada, principalmente quando a finalidade for o reuso e/ou reciclo.

**Palavras-chave:** reuso industrial; sustentabilidade; sistemas de tratamento.

## INTRODUCTION

The exponential growth of the world's population, with consequent increase in the demand for food, causes direct reflexes in the markets of the fish industry, which undergo a constant expansion process (FAO, 2013; SATO *et al.*, 2013). In recent years, world fish production has reached a total supply of 167.2 million tons in 2014, a record high so far, leading to a consumption of 20 kg per capita, covering commercialization in the form of fresh, frozen, smoked and preserved fish (FAO, 2016). Analyzing the participation of developing countries in total fish exports, there has been an upward and continuous trend of these activities in recent decades, surpassing, in some cases, the representativeness of other agricultural commodities such as rice and coffee (FAO, 2016).

As in all production processes, the fish processing industry uses a large volume of water (on average 11 m<sup>3</sup> per ton of processed fish and 15 m<sup>3</sup> per ton in the case of shrimp processing) both before and during the process — especially in the washing, cleaning, storage and refrigeration stages (ARVANITTOYANNIS; KASSAVETI, 2008; CHOWDHURY *et al.*, 2010; ANH *et al.*, 2011; MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013; CRISTOVÃO *et al.*, 2015). Due to this high water consumption and its respective generation of effluent, alternatives for volume reduction and quality improvement should be fostered, either by adopting technologies and procedures that reduce the amount of water used, either by reusing of the same one during the processes.

The commitment to the application of these concepts is a fundamental requirement to achieve industrial practices compatible with the preservation of the environment (JOSÉ *et al.*, 2013). It may also lead to a reduction in the direct and indirect costs of the processes through the management of water, energy and raw material used (SOUZA, 2010).

Therefore, the high organic and salt loads present in the effluents from the fish processing stages result in a higher quantity of total suspended solids, Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) (CHOWDHURY *et al.*, 2010; CRISTOVÃO *et al.*, 2012; CRISTOVÃO *et al.*, 2014b), thus reducing the quality of the final effluent. These organic contaminants can be present in soluble, colloidal and particulate forms (CHOWDHURY *et al.*, 2010), including

proteins, nutrients, oils and fats (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013). In the case of solid residues produced, these are mainly scales, meat, bones, cartilage and viscera (JAMIESON *et al.*, 2010; ANH *et al.*, 2011). Nevertheless, among the various products from the fish industry, those that present effluents with the presence of more recalcitrant pollutants and metals are those from the production of oil and fish meal, according to studies reported by Antelo *et al.* (2012).

However, Norton and Misiewicz (2012) point out those measures to reduce water consumption may have little overall effect if not used in conjunction with treatment technologies, aiming at water reuse in industrial plant operations. It should also be considered that, for the reuse of recovered water, the key question is still to select the appropriate treatment technology to meet the quality requirements, according to the specific category of reuse at a low cost (YI *et al.*, 2011) of deployment and operation. Therefore, the identification and design of prevention, recycling and reuse measures were associated to the adequate treatment of waste (ARVANITTOYANNIS; KASSAVETI, 2008; ANH *et al.*, 2011) and closed industrial systems, presenting itself as an important tool for sustainable management (EPA, 2012). The commitment to the application of these concepts is a fundamental requirement to achieve industrial practices compatible with the preservation of the environment (JOSÉ *et al.*, 2013). It may also lead to a reduction in the direct and indirect costs of the processes through the management of water, energy and raw material used (SOUZA, 2010).

The high organic and salt loads present in the effluents from the fish processing stages result in a higher quantity of total suspended solids, Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Chemical Oxygen Demand (COD) (CHOWDHURY *et al.*, 2010; CRISTOVÃO *et al.*, 2012; CRISTOVÃO *et al.*, 2014b), thus reducing the quality of the final effluent. These organic contaminants can be present in soluble, colloidal and particulate forms (CHOWDHURY *et al.*, 2010), including proteins, nutrients, oils and fats (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013). The solid residues produced are mainly scales, meat, bones, cartilage and viscera (JAMIESON *et al.*, 2010; ANH *et al.*, 2011). Nevertheless, among the various products from the fish industry, those that present effluents with the presence of more recalcitrant pollut-

ants and metals are the ones from the production of oil and fish meal, according to studies reported by Antelo *et al.* (2012).

When effluents are destined for reuse, there may still be a need for additional treatments, with the integration of different processes, in order to guarantee the quality and suitability for the intended use (BARCELÓ *et al.*, 2011; ALCALDE SANZ; GAWLIK, 2014). These guarantees become more rigid in the case of effluents from fish processing, due to the specific criteria of the meat industry, mainly for direct recycling in the processes of preparation, handling and packaging of food, in which

the use of drinking water is needed (CHOWDHURY *et al.*, 2010; NORTON; MISIEWICZ, 2012).

However, there is a possibility that drinking water may be replaced by treated effluents in some food industry processes, provided it does not compromise public health (CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION, 2001). In this context, this work aims to identify more suitable technologies for the treatment of effluents from the fish processing industry, and to evaluate the possibility of reuse and/or recycling of these effluents in these industries, taking into account the restrictions and legal limits for the food sector.

## METHODOLOGY

This study comprised the analysis of different effluent treatment technologies, including conventional and advanced systems, to remove the following parameters: pH, total suspended solids (TSS;  $\text{mgL}^{-1}$ ), BOD ( $\text{mgL}^{-1}$ ), COD ( $\text{mgL}^{-1}$ ), total nitrogen (TN;  $\text{mgL}^{-1}$ ), total phosphorus (TP;  $\text{mgL}^{-1}$ ) and oils and greases ( $\text{mgL}^{-1}$ ). The treatments considered were:

- Physical: sedimentation; sedimentation/decanting; floating; sedimentation and FAD; filtration in membranes (microfiltration, ultrafiltration); activated charcoal; ultraviolet radiation; microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration; membrane separation; reverse osmosis;
- Chemical: coagulation/flocculation; chemical flocculation; ozonation; adsorption and advanced oxidation processes; and

- Biological: activated sludge; filtration/anaerobic biofilter; anaerobic biofilter; bioreactors; aerobic reactor and photo-bioreactors.

In order to evaluate the potential for reuse or recycle of the treated effluent by one or more of the described technologies, the data from physical, chemical and biological characterization of effluents were compared to the quality requirements determined by the regulations dealing with reuse and/or industrial recycling, with Royal Decree 1620 (SPAIN, 2007), Ministerial Decree of Greece (JMD 145116/2011), North American guidelines (EPA, 2012) and Brazilian regulations NBR 13.969 (ABNT, 1997) (Chart 1). The use of these specific regulations came about because they deal with industrial reuse.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Characterization and technologies for treatment of effluents from fish processing

The processing stages of the fish industry can vary according to the size, seasonality and productivity of each industrial unit, which directly implies changes in the characteristics of the generated effluents (ANH *et al.*, 2011). According to Ghaly *et al.* (2013), most fish processing industries process fish using the following steps: fish grading, surface sludge removal, peeling, washing, head removal, evisceration, finning, filleting, filleting, sorting packaging, labeling and distribution.

Other factors to be considered in production, and which will influence the characteristics of the effluents, are the

type of fish to be processed, the water supply system used, the volume of effluent generated and the concentrations of biochemical demand for oxygen and suspended solids (BARROS *et al.*, 2009; CHOWDHURY *et al.*, 2010; ALEXANDRE *et al.*, 2011; CRISTOVÃO *et al.*, 2012).

Regarding the type of fish, Arvanitoyannis and Kassaveti (2008) report variations in the quantity of effluents from the fish filleting process, where the volume generated for white fish was between 5 and 11  $\text{m}^3$  and for oily fish, between 5 and 8  $\text{m}^3$  for each ton of processed fish. These authors also cite variations in the concen-



tration of pollutants, depending on the type of fish, in which white fish presented values of 35 kg for BOD and 50 kg for COD, while for oily fish the values were 50 kg for BOD and 85 kg for COD. The presence of high concentrations of organic matter, salts, oils and greases, pH, and ammonia can directly affect the efficiency of effluent treatment systems in the fish processing industry, especially when using biological treatments (SUNNY; MATHAL, 2013).

The occurrence of these variations in operating conditions makes it difficult to plan a single treatment unit capable of meeting the requirements for all types of effluents produced in this type of industry (SOUZA *et al.*, 2012). Therefore, the characterization of effluents, including daily volume, flow rates and associated pollutant load, is fundamental for an efficient design of the treatment systems. The determination of the performance requirements of the treatment systems depends directly on a detailed evaluation of the quality of the effluents to be treated (MALATO *et al.*, 2011).

## Treatment processes

Since the use of primary physical or physicochemical processes in the treatment of effluents with high suspended solids contents is technically adequate, the use

The relationship between the characteristics and the selection of the most appropriate technologies for the treatment of effluents plays a fundamental role in establishing the possibilities of discharge, reuse or recycling. In some cases, due to effluent specificities, additional treatment processes may be required for the removal of recalcitrant contaminants (LUIZ *et al.*, 2012) and for inactivation and removal of pathogenic microorganisms. Depending on the parameters listed for the determination of effluent quality, fish processing units, and desired levels of removal, technologies involving physical, chemical and biological systems may be used (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013). Considering the segregation of effluent streams and the availability of treatment technologies, it is possible to adapt from simpler processes to the combination of multiple processes to achieve the requirements for direct discharge or reuse of these effluents.

of natural sedimentation or centrifugation technologies, aided by the addition of coagulants and/or flocculants (Chart 2), can be used in the removal of these

Chart 1 – Required quality of reuse water, to be used in industry, established by Brazil, Spain, USA and Greece.

Parameter	Limit concentrations adopted by the Regulations
pH	6–9 (EPA, 2012) 6.5–8.4 (SPAIN, 2007) 6.5–8.5 (JMD, 2011) 6–8 (ABNT, 2007)
TSS (mgL <sup>-1</sup> )	≤ 10 mg/L (80% of samples) JMD (2011) ≤ 35 mg/L (SPAIN, 2007) ≤ 5 mg/L (EPA, 2012)
BOD (mgL <sup>-1</sup> )	≤ 30 mg/L (EPA, 2012) ≤ 10 mg/L (80% of samples) JMD (2011)
COD (mgL <sup>-1</sup> )	
TN (mgL <sup>-1</sup> )	30 mg/L (JMD, 2011)
TP (mgL <sup>-1</sup> )	1-2 mg/L (JMD, 2011)
Oils and Greases (mgL <sup>-1</sup> )	*

TSS: total sedimentable solids; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; NT: total nitrogen; PT: total phosphorus; N. Ammoniacal: ammoniacal nitrogen; \*parameters not indicated by the regulations adopted.

materials contained in effluents from the fish processing industry (CRISTOVÃO *et al.*, 2012).

Coagulation/flocculation processes with  $\text{FeCl}_3$  (Chart 2) for the treatment of fish canned effluents were used by Fahim *et al.* (2001), resulting in removal rates of 95.4% total solids, 92% oils and greases, 89.3% BOD and 87.5% COD (Chart 2). In turn, Cristovão *et al.* (2012) (Chart 2), using sedimentation and coagulation/ chemical flocculation treatments for fish processing efflu-

ents, obtained total solids removal rates and oils and greases of 86.0 and 99.7%, respectively. These levels of removal give the effluent adequate characteristics to be submitted to secondary treatment processes, in order to reduce the concentration of organic components at appropriate levels for subsequent discharge (CRISTOVÃO *et al.*, 2014a).

However, one factor to be considered in the use of these treatment methods is the generation of sludge

**Chart 2 – Example of conventional and advanced processes and operations used for the treatment of fish processing effluents.**

Treatment	Conventional		Advanced	References
Physical	Sedimentation	Cristovão <i>et al.</i> (2012); Cristovão <i>et al.</i> (2012);	Microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration  Membrane Separation  Reverse osmosis	Pérez-Galvéz <i>et al.</i> (2011); Arévalo <i>et al.</i> (2012)  Drost <i>et al.</i> (2014); Bhattacharya <i>et al.</i> (2013)  Kuca e Szaniawska (2009).
	Sedimentation / Decanting	Cristovão <i>et al.</i> , (2014a); Jamieson <i>et al.</i> (2010); Muthukumaran e Baskaran (2013);		
	Floating	Mittal (2006);		
	Sedimentation and FAD	Pérez-Galvéz <i>et al.</i> (2011).		
	Filtration in Membranes (microfiltration, ultrafiltration)	Kuca e Szaniawska (2009)		
	Activated charcoal	Arvanitoyannis <i>et al.</i> (2008)		
	Ultraviolet Radiation	Malato <i>et al.</i> (2011)		
Chemical	Coagulation / Flocculation	Fahim <i>et al.</i> (2001);	Adsorption  Advanced Oxidation Processes	Arvanitoyannis <i>et al.</i> (2008)  Luiz <i>et al.</i> (2012); José <i>et al.</i> (2013).
	Chemical Flocculation	Cristovão <i>et al.</i> (2012).		
	Ozonation	Arvanitoyannis <i>et al.</i> (2008)		
Biological	Activated Sludge	Cristovão <i>et al.</i> (2015)		
	Filtration / anaerobic biofilter	Muthukumaran e Baskaran (2013)		
	Anaerobic Biofilter	Muthukumaran e Baskaran (2013)		
	Bioreactors	Alexandre <i>et al.</i> (2011)		
	Aerobic Reactor	Andrade <i>et al.</i> (2010)		
Photo-bioreactors	Riaño <i>et al.</i> (2011)			

(KUCA; SZANIAWSKA, 2009), which could be a disadvantage in the adoption of these processes. It should also be considered that the use of sedimentation as a single treatment process could imply the non-removal of the majority of suspended solids, which contributes to the organic load (Chart 2) (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013).

Considering the high levels of oils and greases in the effluents of this industrial branch (ISLAM, *et al.* 2004; MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013), preliminary treatment will always be necessary for this purpose (Chart 2), which has the potential to effectively remove oils, greases and other sedimentary contaminants present in effluents.

When combining sedimentation processes and FAD (Chart 2) for the treatment of fish processing effluents (JAMIESON *et al.*, 2010), there is reduction of 95% for the total suspended solids, 60% for COD, and 50% for nitrogen. However, it should be taken into account that the organic matter dissolved in the effluent is difficult to be removed; therefore, treatments employing only FAD are not suitable for the removal of high concentrations of these contaminants.

In order to achieve higher levels of removal, effluents can also undergo secondary treatment processes, which, in the case of the food industries, are conventionally submitted to biological treatments (anaerobic or aerobic) combined with other processes, due to their high organic matter and nutrients (ARVANITOYANNIS *et al.*, 2008; CHOWDHURY *et al.*, 2010). These same treatments can also be used to remove suspended solids remaining from the primary treatment (MUTHUKUMARAN; BASKARAN, 2013). As a result of the microbiological activity, this process leads to a decrease in COD and BOD, which can reach removal levels of up to 98% (NAJAFPOUR *et al.*, 2006; ARTIGA *et al.*, 2008).

Although aerobic processes are traditionally used in the treatment of industrial effluents, anaerobic systems are more suitable for the treatment of fish processing effluents. This is because these systems are capable of converting organic pollutants, characteristic of these types of effluents, into a small amount of sludge and a large amount of biogas, at a significantly lower cost when compared to aerobic systems (CHOWDHURY *et al.*, 2010; STEINEL; MARGANE, 2011; SUNNY;

MATHAL, 2013). In this context, Muthukumaran and Baskaran (2013) concluded that the use of a system consisting of a filtration unit and an anaerobic biofilter (Chart 1) would be suitable for the secondary effluent treatment of fish processing industries due to their capacity to remove BOD and COD. Another anaerobic system that can be used for this purpose is bioreactors supplied with prehydrolysed effluents (Chart 2). Adopting this technology, Alexandre *et al.* (2011) achieved COD removals of up to 90.9%, as well as a reduction in the amount of oils and greases by almost ten times when compared to the reference bioreactor (without enzymatic pre-hydrolysis).

Also using anaerobic biological processes combined with enzymatic hydrolysis, Duarte *et al.* (2015) achieved COD removals of 97.5%, after 68 hours, indicating that these conditions can be adopted for the industrial scale. The application of these enzymes has grown due to their ability to catalyze a wide variety of reactions, including the hydrolysis of oils and greases in effluent from the fish processing industry (ALEXANDRE *et al.*, 2011). Thus, enzymatic pretreatment facilitates the sedimentation of the sludge and increases the efficiency of the biological treatment, avoiding the accumulation of fats in those (DUARTE *et al.*, 2015).

When it comes to nutrient removal, when using an aerobic reactor (Chart 2) to analyze the efficiency in the conversion of ammoniacal nitrogen to nitrate in effluent from fish slaughterhouses, Andrade *et al.* (2010) demonstrated that this treatment technology was efficient. The percentage of conversion to nitrate reached 86%, when under conditions of ammoniacal nitrogen concentration of 70 mg. L<sup>-1</sup> and with air flow of 2 L.min<sup>-1</sup>. Riaño *et al.* (2011) point out that microalgae-based process can also be applied in the treatment of effluents from fish processing using photo-bioreactors (Chart 2); these authors were able to achieve NT removal of 95% and PT of 74%, in addition to the reduction of carbon dioxide emissions.

On the microorganisms, although these biological treatment processes manage to remove between 95 – 99%, the presence of remaining pathogenic organisms renders water unsuitable for direct reuse (CRISTOVÃO *et al.*, 2015). Therefore, it is necessary to use disinfection to inactivate their action when present in the effluents (JOSÉ *et al.*, 2013).

However, when activities require more rigors, such as effluent reuse and recycling systems, it is also recommended to use tertiary treatment techniques. In this sense, microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis technologies (Chart 2) present an important advantage when compared to conventional purification processes (PÉREZ-GALVÉZ *et al.*, 2011). It is also worth mentioning the use of membrane separation treatment technologies (Chart 1), which allow the generation of effluent with low organic load that can be reused (KUCA; SZANIAWSKA, 2009). In addition, this process allows recovering part of the solid material to be used as raw material in other processes, instead of transforming it into sludge (PÉREZ-GALVÉZ *et al.*, 2011).

Arévalo *et al.* (2012) carried out a comparative study between microfiltration and ultrafiltration processes (Chart 2) for the treatment of effluents for reuse purposes. The results showed that effluents treated by ultrafiltration presented higher quality and met the requirements of the Spanish legislation (SPAIN, 2007) regarding parameters for unrestricted reuse (TSS, turbidity, *Escherichia coli* and intestinal nematodes).

Another process studied in order to reduce the organic load of the waste from the fish processing industry was purification by means of low pressure separation with ceramic membranes (Chart 2). The results demonstrated high capacity of reduction of the organic matter by the process of ultrafiltration, especially of microbiological contaminants. Moreover, according to Bhattacharya *et al.* (2013), the use of ceramic membranes has the advantage of high shelf life, good chemical resistance, high working temperature, and can be sterilized.

In general, conventional effluent treatment techniques are not sufficient to obtain an effluent with characteristics suitable for reuse, provided it is necessary to meet criteria or guidelines that establish specific quality restrictions (MEDAWARE, 2005). In these cases, the use of advanced treatment procedures for the removal of high concentrations of pollutants or recalcitrant compounds is required (UNEP, 2005; MITTAL, 2006). This level of treatment is also indicated when the presence of dissolved solids, including salts and organic products, is identified in the effluents (STEINEL; MARGANE, 2011).

In order to meet more stringent quality criteria, advanced oxidation processes (POAs) (Chart 2) are pre-

sented as an excellent alternative (LUIZ *et al.*, 2012; JOSÉ *et al.*, 2013). POAs are able to simultaneously remove organic matter and nitrate; however, there are many parameters to be also taken into account, such as the concentration of organic compounds and the free oxygen content in the environment, but the efficacy of these treatments depends mainly on whether the oxidant is selective or not, on the presence of oxidative traps and on the oxidant dosage used (LUIZ *et al.*, 2012).

However, adsorption (Chart 2) is recognized as one of the most efficient and promising techniques for the elimination of multiple compounds. This process is recognized as a surface phenomenon by attracting varied fluid compounds (gas or liquid) to the surface of a solid adsorbent, and promoting bonds through physical or chemical adhesion. As an example of application, Activated Carbon (AC) has been used in the treatment of effluents due to its large porous surface area, which provides stronger adsorption forces (ARVANITOYANNIS *et al.*, 2008).

The efficiency of this mechanism in the removal of pollutants from the manufacture of oils derived from fish can be noted. Antelo *et al.* (2012) cite studies with removal values of up to 99%. Accompanied by these factors, activated carbon also has controllable pore structure, thermostability, low acid/base reactivity and a wide removal capacity for various types of organic and inorganic pollutants dissolved in aqueous medium.

Also, techniques that use membrane systems for the separation of ions from the solutions, based on Reverse Osmosis (OR) (Chart 2), are indicated for the removal of salts and dissolved minerals, as well as for the removal of pathogens. This type of treatment is usually used in conjunction with a conventional treatment, overcoming the deficiencies of these methods (BHATTACHARYA *et al.*, 2013), or together with other advanced treatment processes, as mentioned above, for the production of high quality effluents, which can be reused or discharged into water bodies (MEHTA, 2015).

In addition to the removal of carbonaceous and nitrogenous material, disinfection processes guarantee the efficiency of the reduction or inactivation of pathogenic organisms, minimizing environmental and health risks. Among the oxidants used for disinfection, chlorine is one of the most widely used chemicals (MEDAWARE,

2005; CRISTOVÃO *et al.*, 2015), as it is a very effective disinfectant for most microorganisms; 99% of bacteria and viruses can be successfully removed by this treatment (MALATO *et al.*, 2011). This efficacy can be influenced by the presence of suspended solids, organic matter and ammonia in the water, and depends on the water temperature, pH, the degree of the mixture and the time of contact (MEDAWARE, 2005). To disinfection, ozonation (Chart 2) can also be used as a strong oxidant (ARVANITOYANNIS *et al.*, 2008; MALATO *et al.*, 2011), and may be more effective than chlorine in destroying viruses and bacteria. Ozone has been shown to be suitable for the transformation of high organic pollutants into inorganic carbon. It has an efficacy in color removal, contributing to the maintenance of dissolved oxygen content (MEDAWARE, 2005), and may increase the biodegradability of effluents by removing refractory or toxic compounds from microorganisms (ARVANITOYANNIS *et al.*, 2008). However, it is necessary to know in detail which organic contaminants are present in the effluents for tertiary treatment, in order to validate whether the use of simple ozonation or the use of POAs would be more effective (LUIZ *et al.*, 2012). Another treatment option that can be used for this purpose is the Ultraviolet (Uv) disinfection (Chart 2), in increasing use in industrial plants. This is justified by the high efficiency in the elimination of most viruses, bacteria and protozoa, besides the ease of operation (MALATO *et al.*, 2011). The treatments using this type of radiation are especially used in processes to obtain water for reuse (MITTAL, 2006).

Other treatments at the tertiary level are indicated to perform a treatment of effluents from fish processing, capable of producing water for reuse in the industry. Cristovão *et al.* (2015) suggest a sequence of processes, as follows: sedimentation/flotation; coagulation/flocculation; biological treatment by activated sludge process; filtering by sand filter; reverse osmosis and Uv disinfection. As a final result of the treatment systems, there is a removal of 99.9% of dissolved organic carbon, 99.8% of oils and greases, and 98.4% of total suspended solids, 99.1% of conductivity, above 96% of anions and cations and 100% of heterotrophic bacteria.

Studies conducted by Cristovão *et al.* (2014b) demonstrated that combined biological treatment and advanced oxidation processes by the fenton reagent for effluents from the processing of canned fish achieved a

reduction of organic carbon of 64.4%, reaching a minimum value of 20 mgL<sup>-1</sup>. There was also a decrease in COD values (minimum value of 90 mgL<sup>-1</sup>), being below the limits of the legislation of Portugal for direct discharge in the water bodies or sewage systems.

The fact that fish processing industries generate a large volume of effluents containing high salts, organic matter and oils and greases makes their treatment complex and rather difficult to comply with the emission limits for industrial effluents. In addition, the great variation in the composition of these effluents, due to the different processes of production and types of fish, increases the difficulty of the treatment. For example, significant differences can be observed for concentrations in a single parameter: pH ranging from 5.5 to 7.6; SST concentrations of 324 to 9407 mgL<sup>-1</sup>; BOD concentrations between 463 and 19.200 mgL<sup>-1</sup>; and COD 825 to 21.821 mgL<sup>-1</sup>. The nutrients also followed the same trend: NT, from 21 to 471 mgL<sup>-1</sup> and PT from 2.7 to 291 mgL<sup>-1</sup>, as well as oils and greases, with concentrations between 78 and 3.656 mgL<sup>-1</sup> (Chart 3).

It is suggested that the separation of effluents into categories (using segregation processes) can improve the performance of treatment systems depending on the level of removal to be achieved. The combination of the most similar chains in terms of physico-chemical and microbiological characteristics allows an ideal treatment for each type of effluent, providing greater energy savings, higher efficiency and lower cost of disposal. To facilitate the destination of the same to different types of reuse and/or recycling, especially in cases related to industries, restrictions are determined according to the application of treated effluent.

Another problem to be faced when using water reuse systems in meat products industries is the limitation imposed by the regulations (Chart 3). Reuse in these industries is generally restricted to direct or indirect reuse for operations where water does not come into contact with the product being processed or, in some situations, with the person handling it (FERRACIOLLI *et al.*, 2017).

An example of this problem is the US regulations, which, although providing for various types of effluent reuse applications, present recycling restrictions in the food processing industry. In this case, water reuse is governed according to the criteria of each state and



**Chart 3 – Physical-chemical characteristics of final effluents from the fish processing industry and admitted concentrations for industrial reuse.**

Parameter	Characteristics	Reference	Concentrations limits adopted by the Regulations
pH	7.2–7.6 6.0–7.0 6.85 6.13–7.14 5.5–7.2 6.3–7.0 7.67 6.7–7.1	Palenzuela-Rollon <i>et al.</i> (2002); Najafpour <i>et al.</i> (2006); Aloui <i>et al.</i> (2009); Cristovão <i>et al.</i> (2015); Alexandre <i>et al.</i> (2011); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran e Baskaran (2013); Riaño <i>et al.</i> (2011)	6–9 (EPA, 2012) 6.5–8.4 (SPAIN, 2007) 6.5–8.5 (JMD, 2011) 6–8 (ABNT, 2007)
TSS (mgL <sup>-1</sup> )	2.000 324–3.150 324–9.407 615–657	Najafpour <i>et al.</i> (2006); Cristovão <i>et al.</i> (2015); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran e Baskaran (2013)	≤ 10 mg/L (80% of samples) (JMD, 2011) ≤ 35 mg/L (SPAIN, 2007) ≤ 5 mg/L (EPA, 2012)
BOD (mgL <sup>-1</sup> )	5.100 1.600 463–4.569 1.129–19.200 2500–3500	Najafpour <i>et al.</i> (2006); Aloui <i>et al.</i> (2009); Cristovão <i>et al.</i> (2015); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran and Baskaran (2013)	≤ 30 mg/L (EPA, 2012) ≤ 10 mg/L (80% of samples) (JMD, 2011)
COD (mgL <sup>-1</sup> )	2.718 6.000–9.000 3.400 1.147–8.313 1.313–12.333 1.967–21.821 1.518 3.238–3.745 825–1.978	Palenzuela-Rollon <i>et al.</i> (2002); Najafpour <i>et al.</i> (2006); Aloui <i>et al.</i> (2009); Cristovão <i>et al.</i> (2015); Alexandre <i>et al.</i> (2011); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran and Baskaran (2013); Riaño <i>et al.</i> (2011)	
TN (mgL <sup>-1</sup> )	21–471 98–211 112 341–352 46–50	Cristovão <i>et al.</i> (2015); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran and Baskaran (2013); Riaño <i>et al.</i> (2011)	30 mg/L (JMD, 2011)
TP (mgL <sup>-1</sup> )	13–47 16,6–67 197–291 2.7–10.7	Cristovão <i>et al.</i> (2015); Cristovão <i>et al.</i> (2012); Muthukumaran and Baskaran (2013); Riaño <i>et al.</i> (2011)	1–2 mg/L (JMD, 2011)
Oils and Greases (mgL <sup>-1</sup> )	232 156–2.808 78–3.656 409–2.841	Palenzuela-Rollon <i>et al.</i> (2002); Cristovão <i>et al.</i> (2015); Alexandre <i>et al.</i> (2011); Cristovão <i>et al.</i> (2012);	*

TSS: total sedimentable solids; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; NT: total nitrogen; PT: total phosphorus; N. Ammoniacal: ammoniacal nitrogen; \*parameters not indicated by the regulations adopted.

presents limits for microbiological and physical-chemical parameters for reuse in cooling towers, irrigation, sanitary discharges, aquifer recovery, among others (EPA, 2012) (Chart 3). However, some countries have advanced in the elaboration of norms for the food industry, as is the case of Spain and Greece, which already have reuse criteria for food processing and cleaning waters (Chart 3), more stringent monitoring (ALCADE SANZ; GAWLIK, 2014).

In the case of Spain, Royal Decree 140 (SPAIN, 2003) establishes sanitary criteria for the quality of water for human consumption, providing that drinking water must be clean and safe, not containing any type of micro-organism, parasite or substance, in quantities or concentrations which constitute a risk to human health, in addition to meeting specific requirements for microbiological, chemical and radioactive parameters (SPAIN, 2003). The Joint Ministerial Decision of Greece nº. 14.5116 (JMD, 2011) establishes the measures, limits (Chart 3) and procedures for the reuse of treated effluents. In the case of Brazil, the regulation used is technical norm NBR 13.969 (ABNT, 1997) (Chart 3), which, although not specific for effluent reuse, presents the effluent concentration limits for reuse. Four classes of reuse water and their respective quality standards were defined.

Therefore, in order to choose the most appropriate technologies for the treatment of effluents from the fish processing industry, it is necessary to define the intended destination, either for their discharge into water sources or for their application in reuse and/or recycling systems. Based on related legislation, the available technologies can be related to the levels of removal required. The removal efficiency for some parameters of effluent treatment technologies from the fish processing industry are presented in Chart 4.

It is worth mentioning the treatment made up of the following units: sedimentation, flotation/coagulation/flocculation, activated sludge, sand filter, reverse os-

mosis and Uv disinfection, proposed by Cristovão *et al.* (2012) (Chart 4) for the parameters of dissolved organic carbon, oils and greases, SST, anions and cations, and heterotrophic bacteria.

Although removal rates did not reach 100%, or the treatment unit had not been tested for several parameters, other treatment technologies were promising, such as the system used by Cristovão *et al.* (2012), composed of sedimentation units and coagulation/flocculation (Chart 4); The system used by Cristovão *et al.* (2014a) (Chart 4), or those that adopted a single treatment unit, such as the rotary bioreactor (Chart 4), with a removal capacity of 98% COD (NAJAFPOUR *et al.*, 2006). Even if the study did not present data for other parameters, obtaining such removal rate for organic matter is significant. Microfiltration with ceramic membranes (Chart 4) (KUCA; SZANIAWSKA, 2009); The Photo-bioreactor (Chart 4) studied by Riaño *et al.* (2011), the activated sludge system (Chart 4), Cristovão *et al.* (2015).

The treatment technologies used allowed high levels of removal to be achieved. However, it is necessary to consider the variation in the concentrations of the compounds present in these effluents, depending on the species of fish processed, forms of processing and quantity processed (ANH *et al.*, 2011; CHOWDHURY *et al.*, 2010; CRISTOVÃO *et al.*, 2012). The use of a standard treatment system, capable of meeting the needs of the fish processing industries, is becoming less viable since the variability of the industrial activities and the types of effluents generated are a limiting factor when designing projects. This problem can be evidenced when analyzing effluent treatment technologies for reuse and/or recycling in the fish industry, where most studies are concentrated in experiments confined to laboratory environments, using pilot scale analyses, while few cases present data on economic and technical feasibility with full scale application.

## FINAL CONSIDERATIONS

The identification and design of prevention, recycling and reuse measures associated with the adequate treatment of waste and closed industrial systems is an important tool for management. The possibility of reuse of effluents is among the most important issues, when

the objective is to promote sustainability of the industry, because the consequences of failures in waste management affect social, environmental and economic aspects.

Due to the peculiarities presented by the effluents of the industry under study (fish processing), the use

of systems composed by the combination of physical and chemical or biological processes has been used in an appropriate way for the discharge of effluents

into water bodies and reuse for less restrictive purposes such as irrigation, Recharge of aquifers and hydro-sanitary facilities.

**Chart 4 – Levels of removal of effluent pollutants from the fish processing industries according to the treatment technologies used.**

Treatment	Parameters	Removal	Reference
Sedimentation and Coagulation/ Flocculation	TSS Oils and Greases	86.0% 99.7%	Cristovão <i>et al.</i> (2012)
Sedimentation and FAD	TSS COD TN	95.0% 60.0% 50.0%	Jamieson <i>et al.</i> (2010)
Coagulation/Flocculation with FeCl <sub>3</sub>	TSS BOD COD Oils and Greases	95.4% 89.3% 87.5% 92.0%	Fahim <i>et al.</i> (2001)
Photo-bioreactor	COD NT PT	71.0% 95.0% 74.1%	Riaño <i>et al.</i> (2011)
Rotary Bioreactor	COD	98.0%	Najafpour <i>et al.</i> (2006)
Discontinuous Mixed Reactor and Compact Filter Reactor	TN Dissolved Organic Carbon	99.9% 88.0%	Huiliñir <i>et al.</i> (2012)
Activated Sludge	Dissolved Organic Carbon	88.0%	Cristovão <i>et al.</i> (2015)
Microfiltration with ceramic membranes	BOD COD Oils and Greases	72.0% 60.0% 73.0%	Kuca and Szaniawska (2009)
Ultrafiltration with ceramic membranes	COD Proteins	86.0% 77.0%	Pérez-Gálvez <i>et al.</i> (2011)
Bioreactor and Ultrafiltration by membranes	COD	92.0%	Artiga <i>et al.</i> (2008)
Microfiltration and Membrane Nanofiltration	Oils and Greases Volatile Solids Total solids Proteins	69.0% 64.0% 22.0% 66.0%	Afonso and Bórquez (2002)
Biological treatment and advanced oxidation by reagent Fenton	Total Organic Carbon	64.4%	Cristovão <i>et al.</i> (2014b)
Sedimentation/flotation; Coagulation/ flocculation; Biological treatment by activated sludge process; Filtering by sand filter; Reverse osmosis and UV disinfection.	Dissolved Organic Carbon Oils and Greases TSS Anions and Cations Heterotrophic Bacteria	99.9% 99.8% 98.4% 96.0% 100.0%	Cristovão <i>et al.</i> (2015)

TSS: total sedimentable solids; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; NT: total nitrogen; PT: total phosphorus; N. Ammoniacal: ammoniacal nitrogen.

For industrial reuse without the requisite potability, tertiary level treatment technologies should be added to these systems, such as those intended to meet more stringent levels of removal, such as those recommended by the US, Spain and Greece regulations.

For the reuse and recycling in fish processing industries, with the need to meet drinking requirements, it is recommended to use a combination of processes with the use of advanced treatment techniques, with the need to use disinfection technologies.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank the National Council for Scientific and Technological Development (CNPQ) for the project

financing (process: 407728 / 2012-0) and for the productivity grant (Process 312697 / 2014-7).

## REFERENCES

- AFONSO, M. D.; BÓRQUEZ, R. Nanofiltration of wastewaters from the fish meal industry. *Desalination*, n. 151, p. 131-138, 2002.
- ALCALDE SANZ, L; GAWLIK, B. M. *Water Reuse in Europe: relevant guidelines, needs for and barriers to innovation*. 2014. Available from: <<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC92582>>. Accessed on: Oct. 10, 2015.
- ALEXANDRE, V. M. F.; VALENTE, A. M.; CAMMAROTA, M. C.; FREIRE, D. M. G. Performance of anaerobic bioreactor treating fish-processing plant wastewater pre-hydrolyzed with a solid enzyme pool. *Renewable Energy*, n. 36, p. 3439-3444, 2011.
- ALLOUI, F.; KHOUI, S.; LOUKIL, S.; SAYADI, S. Performances of an activated sludge process for the treatment of fish processing saline wastewater. *Desalination*, n. 246, p. 389-396, 2009.
- ANDRADE, L.; KUMMER, A. C. B.; FAZOLO, A.; DASMACENO, S.; HASAN, S. D. M. Influência de nitrogênio amoniacal e vazão de ar no processo de nitrificação, etapa de tratamento de efluente de abatedouro de peixe. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 30, n. 1, p. 160-167, 2010.
- ANH, P.; DIEU, T. T. M.; MOL, A. P. J.; KROEZE, C.; BUSH, S. R. Towards eco-agro industrial clusters in aquatic production: the case of shrimp processing industry in Vietnam. *Journal of Cleaner Production*, n. 19, p. 2107-2118, 2011.
- ANTELO, L. T.; LOPES, C.; FRANCO-URÍA, A.; ALONSO, A. A. Fish discards management: Pollution levels and best available removal techniques. *Marine Pollution Bulletin*, n. 64, p. 1277-1290, 2012.
- ARÉVALO, J.; RUIZ, L. M.; PARADA-ALBARRACÍN, J. A.; GONZÁLEZ-PÉREZ, D. M.; PÉREZ, J.; MORENO, B.; GÓMEZ, M. A. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or ultrafiltration? *Desalination*, n. 299, p. 22-27, 2012.
- ARTIGA, P.; GARCÍA-TORIELLO, G.; MÉNDEZ, R.; GARRIDO, J. M. Use of a hybrid membrane bioreactor for the treatment of saline wastewater from a fish canning factory. *Desalination*, n. 221, p. 518-525, 2008.
- ARVANITOYANNIS, I. S.; KASSAVETI, A. Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. *International Journal of Food Science and Technology*, n. 43, p. 726-745, 2008.
- ARVANITOYANNIS, I. S.; KASSAVETI, A.; LADAS, D. Food Waste Treatment Methodologies. In: ARVANITOYANNIS, I. S. (Ed.). *Waste Management for the Food Industries*. Amsterdã: Elsevier, 2008. p. 345-410.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969: Tanque sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes- Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

BARCELÓ, D.; PETROVIC, M.; ALEMANY, J. Problems and Needs of Sustainable Water Management in the Mediterranean Area: Conclusions and Recommendations. In: BARCELÓ, D.; PETROVIC, M. (Eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Berlin: Springer, 2011. p. 295-306.

BARROS, M. C.; MAGÁN, A.; VALIÑO, S.; BELLO, P. M.; CASARES, J. J.; BLANCO, J. M. Identification of best available techniques in the seafood industry: a case study. *Journal of Cleaner Production*, n. 17, p. 391-399, 2009.

BHATTACHARYA, P.; ROY, A.; SARKAR, S.; GHOSH, S.; MAJUMDAR, S.; CHAKRABORTY, S.; MANDAL, S.; MUKHOPADHYAY, A.; BANDYOPADHYAY, S. Combination technology of ceramic microfiltration and reverse osmosis for tannery wastewater recovery. *Water Resources and Industry*, n. 3, p. 48-62, 2013.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater: a review. *Bioresource Technology*, n. 101, p. 439-449, 2010.

CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION. Codex Committee on Food Hygiene. *Proposed Draft Guidelines for the Hygienic Reuse of Processing Water in Food Plants*. Joint FAO/WHO Food Standards Programme, 34th Session. Bangkok, Thailand: FAO/WHO, 2001.

CRISTÓVÃO, R. O.; BOTELHO, C. M. S.; MARTINS, R. J. E.; BOAVENTURA, R. A. R. Chemical and biological treatment of a fish canning wastewater. *International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics*, v. 2, n. 4, p. 237-242, 2012.

CRISTÓVÃO, R. O.; BOTELHO, C. M.; MARTINS, R. J. E.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. R. Fish canning industry wastewater treatment for water reuse – a case study. *Journal of Cleaner Production*, n. 87, p. 603-612, 2015.

CRISTÓVÃO, R.; BOTELHO, C. M.; MARTINS, R. J. E.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. R. Primary treatment optimization of a fish canning wastewater from a Portuguese plant. *Water Resources and Industry*, v. 6, p. 51-63, 2014a.

CRISTÓVÃO, R. O.; GONÇALVES, C.; BOTELHO, C. M. S.; MARTINS, R. J. E.; BOAVENTURA, R. A. R. Chemical oxidation of fish canning wastewater by fenton's reagent. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, n. 2, p. 2372-2376, 2014b.

DROST, A.; NEDZAREK, A.; BOGUSLAWSKA-WAS, E. ; TÓRZ, A. ; BONISLAWSKA, M. Uf application for innovative reuse of fish brine: product quality, CCP management and the HACCP system. *Journal of Food Process Engineering*, n. 37, p. 396-401, 2014.

DUARTE, J. G.; SILVA, L. L. S.; FREIRE, D. M.; CAMMAROTA, M. C.; GUTARRA, M. L. E. Enzymatic hydrolysis and anaerobic biological treatment of fish industry effluent: evaluation of the mesophilic and thermophilic conditions. *Renewable Energy*, n. 83, p. 455-462, 2015.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *2012 Guidelines for Water Reuse: EPA/600/R-12/618*. Washington, D.C.: EPA, 2012. 643 p. Available from: <<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100FS7K.pdf>>. Accessed on: Aug. 12, 2014.

FAHIM, F. A.; FLEITA, D. H.; IBRAHIM, A. M.; EL-DARS, F. M. S. Evaluation of some methods for fish canning wastewater treatment. *Water Air Soil Pollution*, n. 127, p. 205-226, 2001.

FERRACIOLLI, L. M. R. V. D; LUIZ, D.; NAVAL, L. P. Potential for reuse of effluent from fish-processing industries. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, n. 5, p. 730-742, 2017.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). *Fishery and Aquaculture Statistics 2014*. Rome: FAO, 2016. 105 p. Available from: <[http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2014\\_CD\\_Master/booklet/i5716t.pdf](http://www.fao.org/fishery/static/Yearbook/YB2014_CD_Master/booklet/i5716t.pdf)>. Accessed on: Aug. 20, 2016.



GHALY, A. E.; RAMAKRISHNAN, V. V.; BROOKS, M. S.; BUDGE, S. M.; DAVE, D. Fish Processing Wastes as a Potential Source of Proteins, Amino Acids and Oils: A Critical Review. *Journal of Microbial and Biochemical Technology*, v. 5, p. 107-129, 2013.

HUILIÑIR, C.; HERNÁNDEZ, S.; ASPE, E.; ROECKEL, M. Simultaneous nitrate and organic matter removal from salmon industry wastewater: the effect of C/N ratio, nitrate concentration and organic load rate on batch and continuous process. *Journal of Environmental Management*, n. 101, p. 82-91, 2012.

ISLAM, S.; KHAN, S.; TANAKA, M. Waste loading in shrimp and fish processing effluents: potential source of hazards to the coastal and nearshore environments. *Marine Pollution Bulletin*, n. 49, p. 103-110, 2004.

JAMIESON, B. L.; GONÇALVES, A. A.; GAGNON, G. Evaluation of treatment options for Atlantic Canadian seafood processing plant effluent. *Canadian Journal of Civil Engineering*, n. 37, p. 167-178, 2010.

JOINT MINISTERIAL DECREE (JMD). 145116/2011: Definition of measures, conditions and procedure for wastewater reuse. Greek Government Gazette 354B, 2011.

JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M.; LUIZ, D. B.; VIRMOND, E.; GENENA, A. K.; ANDERSEN, S. L. F.; SENA, R. F.; SCHRÖDER, H. F. Water and wastewater management and biomass to energy conversion in a meat processing plant in Brazil – a case study. In: MUZZALUPO, I. (Ed.). *Food Industry*. Londres: InTech, 2013. p. 701-733.

KUCA, M.; SZANIAWSKA, D. Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing. *Desalination*, n. 241, p. 227-235, 2009.

LUIZ, D. B.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M. A discussion paper on challenges and proposals for advanced treatments for potabilization of wastewater in the food industry. In: VALDEZ, B. (Ed.). *Scientific, Health and Social Aspects of the Food Industry*. Londres: InTech, 2012. p. 3-24.

MALATO, S.; OLLER, I.; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P.; FUERHACKER, M. Technologies for Advanced Wastewater Treatment in the Mediterranean Region. In: BARCELÓ, D.; PETROVIC, M. (Eds.). *The Handbook of Environmental Chemistry*. Amsterdã: Springer, 2011. p. 1-28.

MEDAWARE. *Development of Tools and Guidelines for the Promotion of the Sustainable Urban Wastewater Treatment and Reuse in the Agricultural Production in the Mediterranean Countries*. Task 5: Technical Guidelines on Wastewater Utilisation. European Commission, Euro-Mediterranean Partnership, MEDA Water. 2005. 170 p. Available from: <[http://uest.ntua.gr/archive/medaware/reports/report\\_task3\\_part1.doc](http://uest.ntua.gr/archive/medaware/reports/report_task3_part1.doc)>. Accessed on: Oct. 17, 2015.

MEHTA, K. P. Design of Reverse Osmosis System for reuse of wastewater from Common Effluent Treatment Plant. *International Research Journal of Engineering and Technology*, v. 2, n. 4, p. 983-991, 2015.

MITTAL, G. S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application: a review. *Bioresource Technology*, n. 97, p. 1119-1135, 2006.

MUTHUKUMARAN, S.; BASKARAN, K. Organic and nutrient reduction in a fish processing facility: a case study. *International Biodeterioration and Biodegradation*, n. 85, p. 563-570, 2013.

NAJAFPOUR, G. D.; ZINATIZADEH, A. A. L.; LEE, L. K. Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment. *Biochemistry Engineering Journal*, n. 30, p. 297-302, 2006.

NORTON, T.; MISIEWICZ, P. Ozone for water treatment and its potential for process water reuse in the food industry. In: O'DONNELL, C.; TIWARI, B.; CULLEN, P. J.; RICE, R. G. (Eds.). *Ozone in Food Processing*. Oxford: Blackwell, 2012. p. 177-200.

PALENZUELA-ROLLON, A.; ZEEMAN, G.; LUBBERDING, H. J.; LETTINGA, G.; ALAERTS, G. J. Treatment of fish processing wastewater in a one- or two- step up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Water Science Technology*, n. 45, p. 207-212, 2002.

PÉREZ-GÁLVEZ, R.; GUADIZ, E. M.; BERGE, J.-P.; GUADIX, A. Operation and cleaning of ceramic membranes for the filtration of fish press liquor. *Journal of Membrane Sciences*, n. 384, p. 142-148, 2011.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C. Treatment of fish processing wastewater with microalgae-containing micorbiota. *Bioresource Technology*, n. 102, p. 10829-10833, 2011.

SATO, T.; QADIR, M.; YAMAMOTO, S.; GRAB, T.; ZAHOOOR, A. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, v. 130, p. 1-13, 2013.

SOUZA, M. A. *Eficiência do processo de ultrafiltração seguido de biodigestão anaeróbia no tratamento de efluente de frigorífico de tilápia*. 77f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São Paulo, 2010.

SOUZA, M. A.; CHAGURI, M. P.; CASTELINI, F. R.; LUCAS JUNIOR, J.; VIDOTTI, R. M. Anaerobic bio-digestion of concentrate obtained in the process of ultra filtration of effluents from tilapia processing unit. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, v.41, n. 2, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-35982012000200002>.

SPAIN. Presidency Ministry. Real Decreto 140, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. *Boletín Oficial del Estado*, Madri, 8 dez. 2003. Available from: <<http://www.boe.es/boe/dias/2007/12/.../A50639-50661.pdf>>. Accessed on: Apr. 10, 2016.

\_\_\_\_\_. Presidency Ministry. Real Decreto 1620, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. *Boletín Oficial del Estado*, Madri, 8 dez. 2007. Available from: <[https://www.boe.es/boe\\_gallego/dias/2011/11/17/pdfs/BOE-A-2011-17975-G.pdf](https://www.boe.es/boe_gallego/dias/2011/11/17/pdfs/BOE-A-2011-17975-G.pdf)>. Accessed on: Apr. 10, 2017.

STEINEL, A.; MARGANE, A. *Best management practice guideline for wastewater facilities in karstic areas of Lebanon*. Project 2008.2162.9: Protection of Jeita Spring. Ballouneh, 2011. 147 p. Available from: <[http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/TZ/Libanon/techn\\_rep\\_2.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=4](http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/TZ/Libanon/techn_rep_2.pdf?__blob=publicationFile&v=4)>. Accessed on: Oct. 12, 2015.

SUNNY, N.; MATHAI, L. Physicochemical process for fish processing wastewater. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, v. 2, n. 4, p. 901-905, 2013.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). *Water and Wastewater Reuse: an Environmentally Sound Approach for Sustainable Urban Water Management*. Osaka: UNEP, 2005. 48 p. Available from: <<http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8390>>. Accessed on: Oct. 22, 2015.

YI, L.; JIAO, W.; CHEN, X.; CHEN, W. An overview of reclaimed water reuse in China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 23, p. 1585-1593, 2011.

## Editores 2017

Adriana Marques Rosseto - UFSC

Liliana Pena Naval - UFT

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho - UP

Mário Augusto Gonçalves Jardim - MPEG

Maurício Dziedzic - UP

Tadeu Fabrício Malheiros - USP

## Revisores 2017

Adriana C. S. Storch – UFSCar

Adriano Costa Quaresma – INPA

Adriano Marlison Leão de Souza – UFRA

Alícia Ferreira Gonçalves – UFPB

Aline Maria Meiguins – UFPA

Ann Honor Mounter – UFV

Bernardo Arantes Teixeira – UFSCar

Carlos Machado de Freitas – FIOCRUZ

Carlos Nobuyoshi Ide – UFMS

Carlos Roberto da Silva Machado – FURG

Carlyle Torres Bezerra de Menezes – UNESC

César Augusto Moreira – UNESP

Clarimar José Coelho – PUC-Goiás

Daniel Augusto Barra de Oliveira – UFT

Danielle de Bem Luiz – EMBRAPA

Deivison Santos – EMBRAPA

Eduardo Grala da Cunha – UFPel

Elaine Virmond – UFSC

Elisabeth Ritter – UERJ

Elisandra Scapin – UFT

Exzolvildres Queiroz Neto – ILAESP

Felipe Soares Souza – UFMG

Flávio Reis dos Santos – UEG

Francisco Horacio da Silva Frota – UNESC

Giovanni Penner – UFPA

Guilherme Farias Cunha – UFSC

Guilherme Viana de Alencar – IBAMA

Harry Alberto Bollmann – PUC-PR

Idelvone Mendes Ferreira – UFG –

Iria Sartor Araujo – UniEVANGÉLICA

Isabel Jurema Grimm – UP

Jairo Schmitt – FEEVALE

Jalcione Almeida – UFRGS

Joel Avruch Goldenfum – UFRGS

José Antônio Aleixo da Silva – UFRPE

José Henrique Cattânio – UFPA

José Marcos Froehlich – UFSM  
Juan José Mascaró – UPF  
Karen Amaral – UP  
Leila Teresinha Maranhão – UP  
Leonardo Hoinaski – UFSC  
Luciane Rodrigues de Bitencourt – UFPR  
Luiz Gustavo Lacerda – UEPG  
Mara Lucia Marques – UNESP  
Marcelo Limont – UP  
Marco Antônio Almeida de Souza – UnB  
Marcos Morais Soares – FUT  
Maria Aurora Santos da Mota – UFPA  
Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo – MPEG  
Maria Eliza Nagel Hassemer – UFSC  
Maria Goncalves da Silva Barbalho – EPAGRI  
Maria José Reis – IFRJ  
Mario Sergio Michaliszyn – UP  
Maristela Silva Martinez – UNAERP  
Marycel Barboza Cotrim – IPEN  
Murilo de Alencar Souza Oliveira – FIOCRUZ  
Nelzair Araújo Vianna – FIOCRUZ  
Oriell Herrera Bonilla – UECE  
Patrícia Chaves de Oliveira – UFOPA  
Paulo dos Santos Pires – UNIVALI  
Paulo Igor Firmino – UFC  
Pedro José de Oliveira Machado – UFJF  
Rafael de Paiva Salomão – MPEG  
Rafael Kuster – PUC-PR  
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros – UFMG  
Renata Fernandes Guzzo – SENAC-RS  
Rodney Haulien Oliveira Viana – UFT  
Rodrigo Estevam Munhoz de Almeida – EMBRAPA  
Rosemar José Hall – UFGD  
Sandra Irene Momm Schult – UFABC  
Selma Cubas – UFPR  
Sergio Torres Moraes – UFSC  
Simone Georges El Khouri Miraglia – UNIFESP  
Sônia Regina Paulino – USP  
Soraya Nórr – UFSC  
Steel Vasconcelos – EMBRAPA  
Valter Antonio Becegato – UDESC  
Vinicius Masquetti da Conceição – UNICEP  
Viviana Maria Zanta – UFBA  
Viviane Rodrigues Verdolin dos Santos – EMBRAPA  
Werônica Meira de Souza – UFRPE



