



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Junho de 2019

Nº 52

ISSN Eletrônico 2176-9478

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

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

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Responsável

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciasm@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

1 - MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS AND USE OF GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS IN RAW WATER QUALITY ASSESSMENT

Análise estatística multivariada e uso de sistemas de informação geográfica na avaliação da qualidade da água bruta

Henrique Kosby Corrêa, Roberta Plangg Riegel, Darlan Daniel Alves, Daniela Montanari Migliavacca Osório, Gustavo Marques da Costa, Chaudhery Mustansar Hussain, Daniela Müller de Quevedo

16 - IMPORTÂNCIA DO PLANEJAMENTO REGIONAL PARA A MANUTENÇÃO DOS USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

The importance of regional planning for water multiple uses maintenance in watershed basins

Erica Zanardo Oliveira-Andreoli, Fabio Leandro da Silva, Flor Magali Aguilar López, Raphael Machado, Catia Cristina Teodoro, Irineu Bianchini Júnior, Marcela Bianchessi Cunha-Santino, Angela Terumi Fushita, Silvio Crestana

28- UM ESTUDO COMPARATIVO DOS MODELOS BOX-JENKINS E REDES NEURAS ARTIFICIAIS NA PREVISÃO DE VAZÕES E PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS DA BACIA ARAGUAIA, TOCANTINS, BRASIL

A comparative study of box-jenkins models and artificial neural networks in forecasting pluviometric flows and precipitations of Araguaia-Tocantins basin/Brazil

Camil Wadih Salame, Joaquim Carlos Barbosa Queiroz, Everaldo Barreiros de Souza, Valcir João da Cunha Farias, Edson José Paulino da Rocha, Helyelson Paredes Moura

44 - APLICAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA PARA A CONSTRUÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS NA RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO E DESLIZAMENTOS

Application of multivariate analysis for the construction of environmental indicators on the relationship between precipitation and landslides in the assessment of socio-environmental vulnerability

Ricardo Brambila Bosco, Andrea de Oliveira Cardoso, Andrea Ferraz Young

62 - MÉTODO PARA ESTABELECIMENTO DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E CLASSES DE USO DA ÁGUA SUPERFICIAL EM MICROBACIAS NO ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL

Method for establishing quality reference values and surface water use classes in watersheds in the state of Santa Catarina, Brazil

Bruna Stedile Ribeiro Pacheco, Francisco Carlos Deschamps

79 - DERRAMAMENTO DE PETRÓLEO E SEUS IMPACTOS NO AMBIENTE E NA SAÚDE HUMANA

Oil spills and its environmental and human health impacts

Camilla Szerman Euzebio, Giovanna da Silveira Rangel, Rejane Côrrea Marques

99 - AVALIAÇÃO DE METAIS TÓXICOS DE ALFACES CULTIVADAS EM HORTA URBANA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SÃO PAULO

Evaluation of toxic metals in lettuces grown of an urban garden in the city of São Paulo, state of São Paulo, Brazil

Luiz Alberto Bortoletto, Erico da Silva Lima, Deborah Inês Teixeira Fávaro, João Cristiano Ulrich, Vanessa Aparecida Feijó de Souza, Marycel Elena Barboza Cotrim, Fernanda de Campos Bezerra

119 - A AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA E OS CENÁRIOS SOCIOECONÔMICOS DE MUNICÍPIOS IMPACTADOS PELAS USINAS HIDRELÉTRICAS PEIXE ANGICAL E SÃO SALVADOR NO RIO TOCANTINS

Integrative environmental assessment and the socioeconomics scenarios of municipalities impacted by the hydroelectric power plants Peixe Angical and São Salvador in Tocantins river, Brazil

Kiara Lubick Silva Maldaner, Adila Maria Taveira de Lima, Alberto Akama, Elineide Eugênio Marques

MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS AND USE OF GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEMS IN RAW WATER QUALITY ASSESSMENT

ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADA E USO DE SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA

Henrique Kosby Corrêa 

Doctor in Environmental Quality at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Roberta Plangg Riegel 

Doctor in Environmental Quality at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Darlan Daniel Alves 

Doctor in Environmental Quality at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Daniela Montanari Migliavacca Osório 

Professor at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Gustavo Marques da Costa 

Doctor in Environmental Quality at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Chaudhery

Mustansar Hussain 

Professor at the Institute of Technology – New Jersey, United States.

Daniela Müller de Quevedo 

Professor at Feevale University – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Correspondence address: Gustavo Marques da Costa – Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental, Universidade Feevale – Câmpus II, ERS-239, 2.755 – CEP: 93525-075 – Novo Hamburgo (RS), Brazil – E-mail: markesdakosta@hotmail.com

Received on: 01/11/2019

Accepted on: 07/23/2019

ABSTRACT

This study aimed to apply a methodology for evaluating raw water quality and its relationship with land uses and occupations through multivariate statistical analysis and Geographic Information System. Hydrogenic potential, water temperature, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total nitrogen, total phosphorus, and *E. coli* were monitored from August 2012 until March 2013. The geoprocessing tool enabled delimiting the contribution areas of each sampling site, as well as the individual identification of land use of each area. Principal Component Analysis resulted in: domestic sewage, domestic sewage/agriculture, and industrial discharge. Significant correlations were identified between the variable urban area and hydrogenionic potential ($\rho = 0.446$; $p = 0.049$), dissolved oxygen ($\rho = -0.625$; $p = 0.003$), total nitrogen ($\rho = 0.649$; $p = 0.002$), and *E. coli* ($\rho = 0.932$; $p < 0.001$). The methodology enabled to identify the contribution of land use factors as to water quality.

Keywords: principal component analysis; Spearman's rank correlation coefficient; water pollution; land use.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo aplicar uma metodologia que avalie a qualidade da água bruta e sua relação com usos e ocupações do solo por meio de análise estatística multivariada e do Sistema de Informações Geográficas. Potencial de hidrogênio, temperatura da água, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total e *E. coli* foram monitorados de agosto de 2012 a março de 2013. A ferramenta de geoprocessamento permitiu a delimitação das áreas de contribuição de cada local de amostragem, bem como a identificação individual do uso do solo de cada área. A Análise de Componentes Principais (ACP) resultou em: esgoto doméstico, esgoto doméstico/agricultura e descarga industrial. Correlações significativas foram identificadas entre as variáveis 'área urbana' e 'potencial hidrogeniônico' ($\rho = 0,446$; $p = 0,049$), oxigênio dissolvido ($\rho = -0,625$; $p = 0,003$), nitrogênio total ($\rho = 0,649$; $p = 0,002$) e *E. coli* ($\rho = 0,932$; $p < 0,001$). A metodologia estabelecida possibilitou identificar a contribuição dos fatores de uso do solo em relação à qualidade da água.

Palavras-chave: análise de componentes principais; correlação de Spearman; poluição da água; uso do solo.

INTRODUCTION

Environmental conditions, especially within hydrographic basins, can be assessed employing records of events on the earth surface, using geotechnology tools capable of providing information of the local geography and, together with management processes of urban occupation, bring a new meaning to urban planning. Thus, it is possible to systematically analyze human-environment interaction processes, even if a landscape partition is used as the analysis unit. Hence, geotechnologies related to remote sensing and geographic information systems (GIS) are increasingly interconnected, considering their applications in different fields of knowledge (FLORENZANO, 2005). Robust data sets, based on technological contributions, allow for the inference on environmental issues, as well as the production of good quality cartographic material, such as land use maps, occupation and land parceling, deforestation, agricultural activities, silting and pollution of water bodies and soil erosion losses, which can be the decision-making basis in environmental management processes (PORTO & HARTWIG, 2016).

Adding statistics to this scenario, it is of great value to analyze data, to relate them and, if possible, to group them, allowing a more cohesive and punctual interpretation of factors. A comprehensive water quality-monitoring program encompasses spatial and temporal assessment of many relevant variables, generating a complex and, in most cases, difficult to interpret data matrix. Thus, the application of different multivariate statistical techniques, such as Principal Component Analysis (PCA), can facilitate the interpretation of complex data and enable the identification of possible factors that are unfavorably influencing water systems (SINGH; MALIK; SINHA, 2005; PAZ; FREITAS; NICOLA, 2006; DINIZ; SOARES; CABRAL, 2012; FIGUEIREDO FILHO; SILVA JÚNIOR; ROCHA, 2012; SHEELA *et al.*, 2012; RUŽDJAK & RUŽDJAK, 2015). Hence, GIS have been increasingly used in integrated environmental assessments (LIU & DE SMEDT, 2005; CARDOSO *et al.*, 2015, ELLIOTT *et al.*, 2016).

Use of visualization and mapping tools within the GIS platform enables the extraction of georeferenced information from the crossing and analysis of various thematic maps, which provide information on various components of the environment, such as soil type, geology, geomorphology, land use, vegetal cover or declivity. Using these tools allows the relationships between quan-

titative and qualitative variables of the environment to be known, which may help in the identification of risk areas and elaboration of zoning plans (FLORENZANO, 2005; CARDOSO *et al.*, 2015; ELLIOTT *et al.*, 2016).

Water quality has become an environmental issue of primary concern, mainly due to the vulnerability and increasing pollution of water resources, caused by factors such as rapid and disorderly urban and industrial growth, which end up compromising the restoration capacity of water bodies. The negative impacts caused by pollution promote an imbalance of natural flows and cycles and cause a series of significant environmental impacts. In this perspective, studies focused on the analysis of spatial and temporal transformations occurring on the elements and attributes of the environmental system may show many anthropogenic mechanisms capable of causing negative impacts, being able to be used in the planning and conservation of these areas (CHEN *et al.*, 2016; SIMON; TRENTIN, 2009).

In general, studies that establish water quality profiles related to anthropogenic factors evaluate these relationships considering only a qualitative approach. These studies use data from GIS without establishing a statistical relationship with water quality data. However, one can also observe researches that deal with the importance of discussing statistics with other study factors using quantitative methods. Farhan *et al.* (2017), for instance, used GIS and PCA to assess basins in an integrated manner, determining their prioritization; Alvarado *et al.* (2016), whose research presents the use of multi-criteria decision analysis (MCDA), with an integrated discussion of factors, as a decision tool to facilitate the prioritization process of consumer wells that would need more protection before the risk of contamination. Also doing a connected discussion of assessments, Rahman *et al.* (2016) conducted a study that aimed to determine and evaluate spatial and temporal changes in groundwater using GIS, linear regression, Mann-Kendall Trend Test, and Sen's slope estimator. Regarding water quality, Bhutiani *et al.* (2015) evaluated the environmental impact of sociocultural practices on the water quality of Ganga River, in India. In this study, the physical-chemical parameters that contributed to the temporal variation and pollution in the river were identified, and the PCA and CA were used to identify anthropogenic factors

(industrial, urban, sewage, agriculture, land use, and mining activities) and natural factors (soil erosion, inclement weather).

Hence, the development and application of methodologies capable of integrating data from different areas of knowledge are of great value. This study aimed to apply a methodology to evaluate the raw water quality and its relationship with land uses and occupations (ur-

ban use) through multivariate statistical analysis (PCA) and GIS. Thus, the micro basin of Santa Bárbara stream (MSBS) was taken as a case study, due to its importance for the Southern of Brazil, in the state of Rio Grande do Sul, especially in the municipality of Pelotas. Santa Bárbara Dam represents the main source of drinking water in the municipality and is currently characterized by being an area of urban-industrial expansion.

METHODOLOGY

Multivariate statistical analyses

For an integrated analysis, the statistical techniques of PCA were useful. In order to determine if the water quality data presented normal distribution, Kolmogorov-Smirnov normality test should be applied. As the data set presented non-normal distribution by the Kolmogorov-Smirnov normality test ($p < 0.05$), the Kruskal-Wallis non-parametric test ($p < 0.05$) was used to determine the differences in the concentrations of

parameters between SS, followed by the post-hoc Student-Newman-Keuls. Kolmogorov-Smirnov test was performed using the IBM SPSS Statistics 24 software, while Kruskal-Wallis and Student-Newman-Keuls tests used the BioEstat 5.0 software.

Finally, Spearman's correlation analysis was used to identify significant correlations ($p < 0.05$) between land use (urbanization) and water quality parameters.

Geoprocessing techniques

Variable land use classification may be elaborated from the photographic interpretation of satellite images. The interpretation of photos is a technique that consists of extracting the photograph qualitative information by means of visual interpretation. Imaging classification methods can be divided initially into two types:

automatic and manual. Automatic classifications are based on the extrapolation of calibrated samples using the GIS software. In this study, the use of soil and land cover changes in the soil and land cover systems was carried out in the same manner as in previous studies (ZHANG *et al.*, 2014).

CASE STUDY: MSBS

Study area description

Pelotas is a Brazilian city located in the south of Rio Grande do Sul State, with a total area of around 1,610 km², which is home to the third largest population of the state, estimated at 342,873 inhabitants (IBGE, 2016). The municipal drinking water is supplied by the Serviço Autônomo de Saneamento de Pelotas (SANEP, acronym in Portuguese), which, in 1968, when damming the Santa Bárbara stream, built Santa Bárbara Dam, whose 352 ha flood has an estimated volume of 10 billion liters of water. The dam provides raw water to Santa Bárbara Water Treatment Station (WTS), whose total capacity is 40 million liters of water per day, supplying eight districts, which corresponds to 80% of the city urban area (SANEP, 2016).

Pelotas has 67% of their houses served by sewage collection networks and two Sewage Treatment Stations (STS), which together treat 40% of the sewage collected from the urban area. The urban drainage system is composed of pump houses and collector and conductor channels, and Santa Bárbara Stream is one of the main drains, where the effluents from the industrial district (SANEP, 2016) are launched. The MSBS is located in the southern portion of the municipality of Pelotas, Rio Grande do Sul, Brazil, at the intersection of BR 471 and BR 116 highways (Figure 1).

The sampling sites (SS) 1, 2, 3, and 4 are located in four areas of the MSBS. In addition, SS2, SS3 and SS4 are in the Santa Bárbara stream.

SS1 (29°38'28.54" S and 51°06'38.9" W) is the least urbanized site, located in Passo do Cunha Stream, which is one of the MSBS tributaries. Its spring is in the North of the dam and receives effluents, predominantly agricultural, originated from dairy farming, fruit growing, poultry farming, and afforestation. This site presents a depth of 40 cm and margins with arboreal vegetation and without the presence of solid urban and industrial residues. The water has a clean and clear color, with no unpleasant odors. The sediment presents a light red color, also without unpleasant odor. SS2 (29°38'55.22" S and 51°10'13.41" W) is the closest site to the source of Santa Bárbara stream, with a depth of 20 cm and without riparian vegetation. No solid urban and industrial waste was identified in it, and its water is muddy, clear, with no unpleasant odors and there is a clear coloration sediment, which also does not have unpleasant odors. This site presents agricultural and pastoral activity, distributed into small farms. SS3 (29°39'31.8" S and 51°6'31.52" W) is in an urbanized area and has an average depth of 150 cm. Its waterway is bordered on

the right by an avenue that connects BR 116 road to the center of Pelotas, where upstream on the right is the industrial district, a stabilization pond and, on the left, an irregular deposition of solid waste, already deactivated. Near the sampling site, there are about 20 low-income irregular households, and the channel receives, in this area, without treatment, domestic and industrial effluents, from activities such as rice processing, mechanical maintenance of vehicles, small candy industries, and agricultural trade, among others. As there is no minimum flow, this point receives only pollutants, presenting a very silted channel. The water color varies from dark green to black, being completely muddy, fetid, and viscous. SS4 (29°42'22.62" S and 51°05'17.93" W) is located near the river mouth and characterized by a significant amount of effluent discharge and degraded riparian vegetation. This site is near the margins of BR 392 that connects Pelotas to the port of Rio Grande. At this site, there is heavy traffic of trucks, and it still receives contributions from the activity of rice planting (SIMON; TRENTIN; CUNHA, 2010).

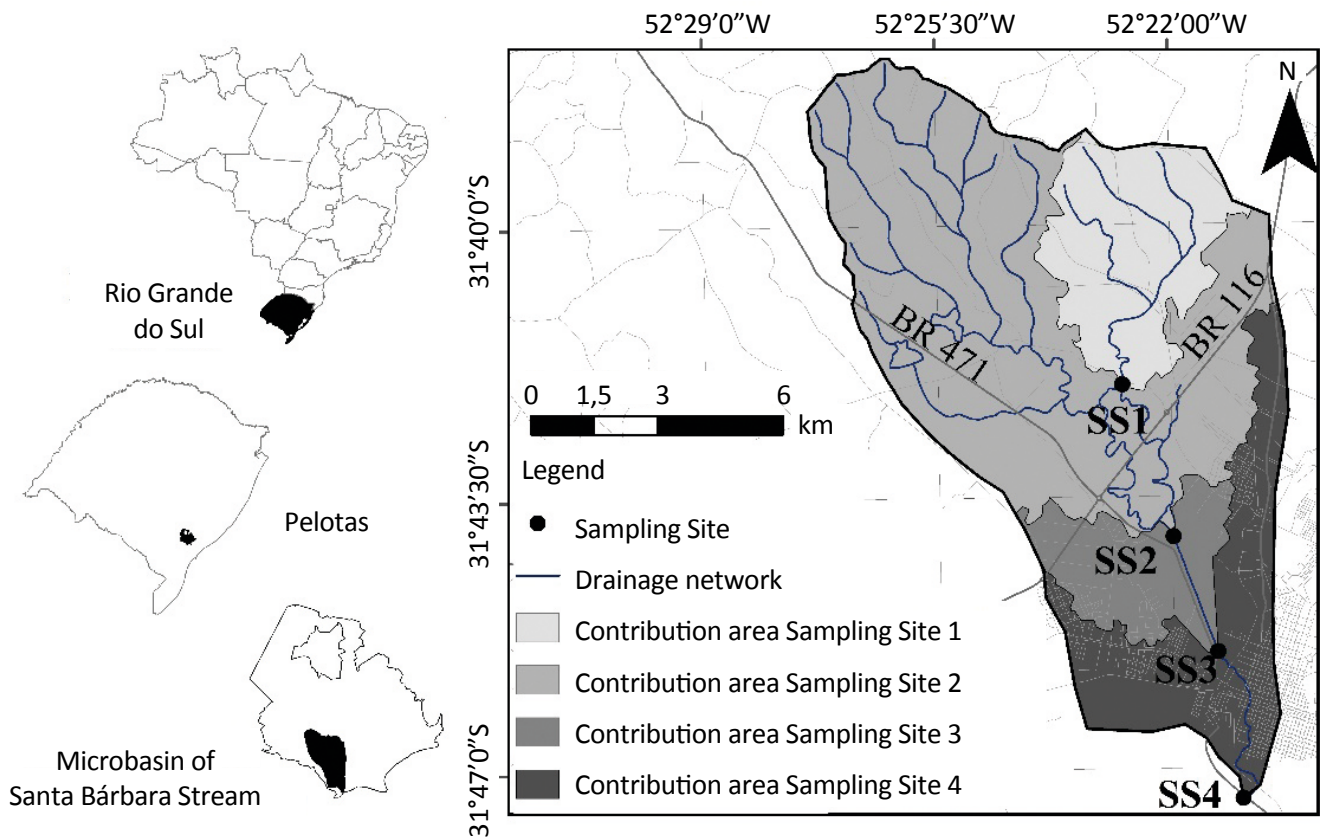


Figure 1 – Location of sampling sites in the MSBS (Modified picture).

Water sample collection

Water samples were collected monthly (August 2012 to March 2013), in periods without precipitation, to avoid the influence of this variable in the data analysis. The collection period includes all seasons of the year, periods of highest and lowest rainfall in the basin and all temperature ranges observed over a year, according to Figure 2 (INMET, 2017).

Water quality parameters like hydrogenionic potential (pH), water temperature (WT), dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and *Escherichia coli* (*E. coli*) were analyzed.

Parameters pH and WT were determined at the time of collection, using a portable pH meter (HI 99163, HANNA) and a mercury thermometer (IncoTerm, Porto Alegre/RS, Brasil). Samples for DO determination were conditioned in borosilicate glass flasks with ground lid, and water seal and samples destined to the determination of other parameters were conditioned in chemically inert poly-

ethylene bottles with self-capping lids. Both containers were refrigerated between 1 and 4°C and immediately sent to the Laboratory of Environmental Chemistry of Universidade Católica de Pelotas (UCPel) for analysis.

DO, BOD, COD, TN, TP and *E. coli* were analyzed using the methodologies of Standard Methods for Water and Wastewater Examination (APHA, 2005). The OD was determined by the Winkler method modified through sodium azide (method 4500-O C), whereas the BOD was found by the incubation method at 20°C for five days (method 5210 B); COD was determined through the open-reflux method using potassium dichromate as oxidant agent (method 520 B); TN was determined by the macro-Kjeldahl method (Standard 4500-NorgB method), using a nitrogen distiller (TE-0364; TECNAL); TP was found by the spectrophotometric method, using a spectrophotometer (B582, Micronal, S.A) and molybdenum phosphoric acid (4500 P-C method); *E. coli* was determined by the card chromogenic substrate method (Colilert, Idexx Laboratories Inc., USA

Elaboration of micro basin of Santa Barbara stream land use map

Variable land classification use was elaborated from photo interpretation of a satellite image extracted from Google Earth Pro, in the locality of MSBS, with a spatial resolution of 6 m (March 11th, 2016 and Datum WGS 84). In the ArcGIS software, the image was

georeferenced from known points and, then, demarcated with the basin boundary, using the clip tool for the procedure. The layers for digitizing the land use spots were created manually, with the aim of reducing spectral confusion between some classes and granular

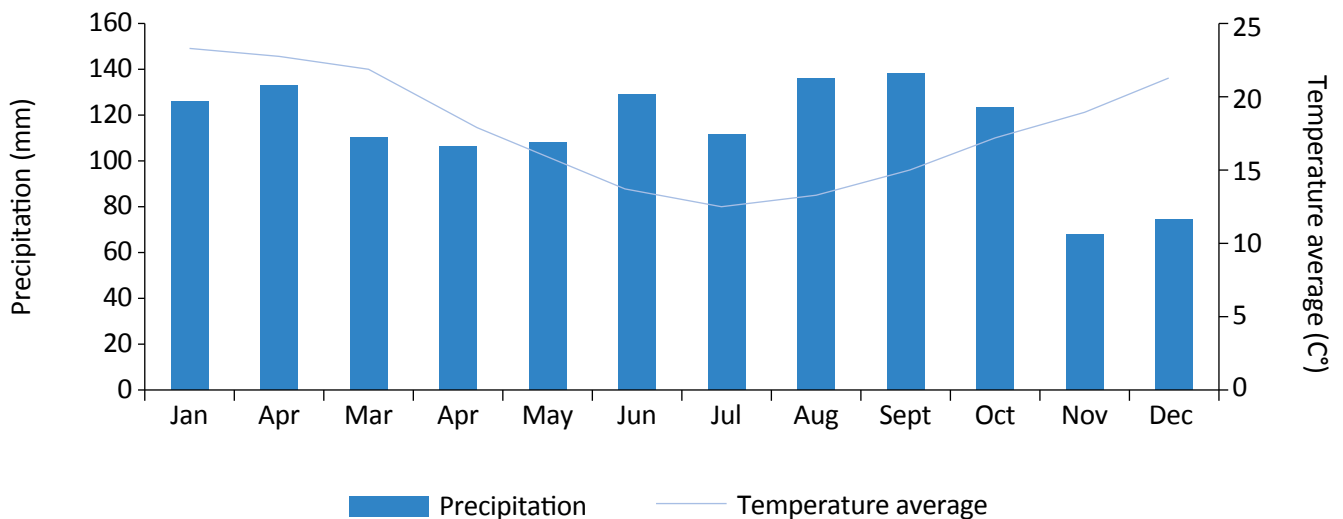


Figure 2 – Precipitation and average temperature in Pelotas from 2012 to 2013.

appearance. The land use map in the MSBS was elaborated according to the classification proposed by Simon

and Trentin (2009), which lists eight land use classes, according to Chart 1.

RESULTS AND DISCUSSION

Descriptive statistics

Table 1 shows the results of statistical tests, as well as the descriptive statistics regarding water quality parameters monitored at the four points of water collection in the MSBS.

According to Table 1, significant differences were identified between the sampling sites in pH, DO, TN and *E. coli*. It, therefore, indicates that, among the parameters monitored in the study period, these are the ones that present greater influence regarding differences in the quality of water between sampling points. In SS3 and SS4, the *E. coli* parameter extrapolated the maximum detection limit of the method. Figure 3 shows the graphs in the box-plot format of the analyzed parameters, in which differences/similarities between sampling sites can be seen more clearly.

The DO, BOD and TP were compared with CONAMA Resolution 357/2005, of the Conselho Nacional do

Meio Ambiente (CONAMA, acronym in Portuguese) (BRASIL, 2005). DO in SS3 and SS4 presented mean and median values of less than 4 mg L⁻¹ and, therefore, can be classified as class IV (the worst class established by CONAMA Resolution 357/2005), with water uses only for landscape harmony and navigation. For TP, the average values found in the four sampling sites exceeded by more than 40 times the maximum value established by class III, which is 0.15 mg L⁻¹ for lotic environments, so the four points studied can be framed as class IV.

The contrast between DO and TN concentrations in SS3 are quite visible, which may be associated with the contribution of high organic loads at this site, possibly from domestic sewage and/or nitrogen fertilizer leaching, which contribute to the depletion of DO (ALVES *et al.*, 2018). Another fact that corroborates this hypothesis is the high concentrations of *E. coli*, which present a significant increase in SS2 and reach even higher values in SS3 and SS4.

Principal component analysis

The PCA was applied to the data set in order to identify the main factors responsible for variations in MSBS wa-

ter quality. The KMO test value was 0.53, which is higher than the acceptable critical threshold (HAIR *et al.*,

Chart 1 – Classification of use and soil occupation in the micro basin of Santa Barbara stream (MSBS).

Soil classes	Characteristics
Water courses	These include water courses, lakes, and reservoirs.
Wetlands	Wetlands are areas where the water table lies on the earth's surface, or above them for most of the time.
Cultivation areas	Areas used to produce food and fiber.
Native woods	Areas of easy location in aerial photographs due to their texture, coloration and irregularities in the canopy composition.
Forestry	Areas destined to the cultivation of exotic trees to the region and that present economic value.
Pastures	Areas where potential natural vegetation is predominant of grasses, graminoid plants, other grasses, pastures, or shrubs.
Quarry	Areas of shallow soil, often featuring open pit mines, quarries and gravel mines.
Transition areas	Those that do not fit into the characteristics of other land use classes.
Urban areas	Comprising areas of intensive use, with most part of the land covered by structures.

2009). Bartlett's sphericity test was statistically significant ($p > 0.01$). In both cases, the tests suggest that data are adequate for the statistical treatment, so the PCA allowed the identification of three principal components (PC), which explain 71.0% of the total data variance (Table 2).

PC1 explains 34.4% of the total data variance and presents high positive factor loads for the *E. coli*, TN and pH, and negative high factor load for DO. *E. coli* and TN in PC1 indicate anthropogenic sources, and *E. coli* indicates fecal contamination. TN represents the nitrogen predominant form in the raw domestic sewage (VON SPERLING, 2005; GARCIA-ARMISEN & SERVAIS, 2007). The association of these parameters in the same PC corroborates its probable source of anthropogenic source, mainly by the domestic sewage discharge without previous treatment, mainly by the presence of *E. Coli* with high values (SS3 and SS4). The negative charge for the DO is related to the increase in concentrations of *E. coli* and TN, which may be associated with increase of organ-

ic loads, such as domestic sewage. The main processes that affect the oxygen concentration in water can be represented by physical (temperature) and biological parameters (oxygen consumption by living organisms), as the oxygen solubility decreases with increasing temperature, which leads to oxygen depletion at high temperatures. The presence of microorganisms in the water leads to a reduction of oxygen concentrations due to the consumption of this substance by microorganisms that live in water, which decompose the biodegradable organic matter at an aerobic process (JHA; OJHA; BHATTIA, 2007; VEGA *et al.*, 1998). The microbiological action on organic loads, through nitrification processes, leads to the depletion of DO (VON SPERLING, 2005; RUŽDJAK & RUŽDJAK, 2015; Zhong *et al.*, 2018).

PC2 explains 20.8% of the total data variance and presents high positive factor loads for the WT and TP. The parameter TP is suggestive of pollution by anthropogenic sources. The contribution of phosphorus can

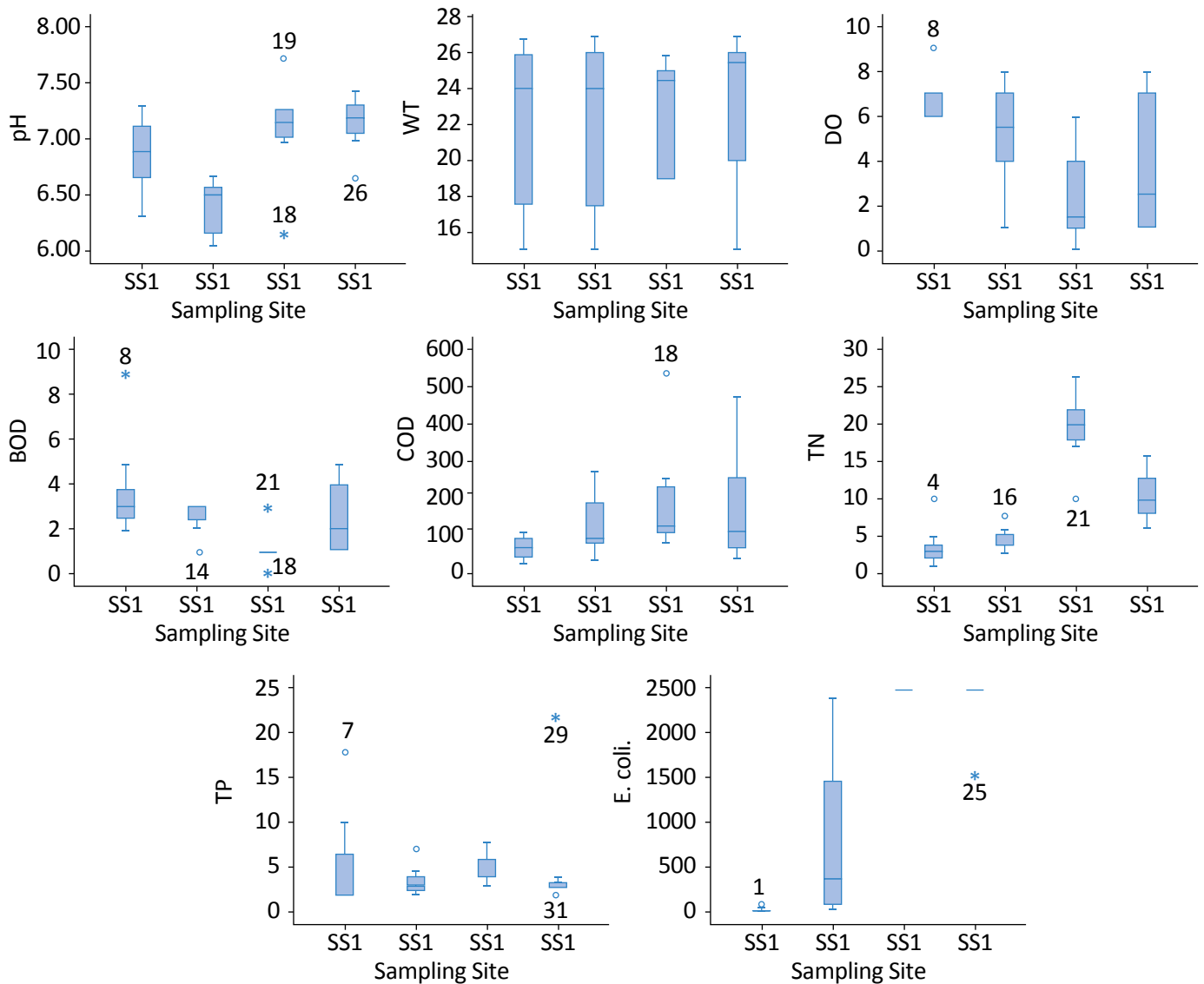
Table 1 – Descriptive statistics regarding water quality parameters monitored at the four points of water collection in the micro basin of Santa Barbara stream (MSBS).

Sampling site	Statistic	pH	WT (°C)	DO (mg.L ⁻¹)	BOD (mg.L ⁻¹)	COD (mg.L ⁻¹)	TN (mg.L ⁻¹)	TP (mg.L ⁻¹)	<i>E. coli</i> (MPN 100 mL ⁻¹)
SS1	Median	6.9 ^{ab}	24.0 ^a	6.9 ^a	2.6 ^a	71.2 ^a	2.9 ^a	2.3 ^a	14.0 ^a
	Mean	6.9	22.1	7.9	3.5	71.7	3.8	5.2	20.8
	SD	0.3	4.9	2.9	2.2	30.4	2.8	5.8	20.5
	n	8	8	5	7	7	7	7	8
SS2	Median	6.5 ^a	24.0 ^a	5.3 ^{ab}	2.7 ^a	96.2 ^a	4.3 ^{ac}	3.0 ^a	377.0 ^b
	Mean	6.4	22.1	5.3	2.5	131.6	4.7	3.5	789.3
	SD	0.2	4.9	2.1	0.7	84.2	1.7	1.5	905.3
	n	8	8	6	7	7	7	7	8
SS3	Median	7.1 ^b	24.5 ^a	1.5 ^b	1.2 ^a	129.4 ^a	20.1 ^b	4.1 ^a	2500.0 ^c
	Mean	7.1	22.8	2.1	11.2	195.6	19.7	5.0	2500.0
	SD	0.4	3.2	1.9	27.9	150.1	4.9	1.6	0.0
	n	8	8	6	7	7	7	7	8
SS4	Median	7.2 ^b	25.5 ^a	2.4 ^b	2.2 ^a	114.0 ^a	10.0 ^{bc}	3.0 ^a	2500.0 ^c
	Mean	7.1	23.1	3.3	2.5	177.0	10.5	5.3	2381.8
	SD	0.2	4.3	2.6	1.5	167.7	3.7	6.6	334.5
	n	8	8	6	7	7	7	7	8

Medians followed by different letters in the same column indicate statistical differences; n: number of cases; SD: standard deviation; MPN: the most probable number; WT: water temperature; DO: dissolved oxygen; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus.

occur through effluents from domestic and industrial effluents, fertilizers and leachate from animal farms, in addition to the dissolution process of soil compounds, but on a much smaller scale (LIBÂNIO, 2008). Thus, if phosphorus containing wastes are constant during hot and dry periods, when water volumes tend to be lower, the phosphorus concentrations increase in the water body, mainly due to water volume reduction. This fact explains the relation between TP and WT in the PC2.

PC3 explains 15.8% of the total data variance and presents a positive high factor load for the COD and a negative high factor load for BOD. The increase in COD in water bodies is mainly due to industrial waste, while the increase in BOD is related to domestic sewage emissions (VON SPERLING, 2005). PC3 also presents the BOD, negatively related with COD, which is possibly due to the increase of concentrations of toxic substances (from industrial wastes, representing the COD) that inhibit bacteria action on the organic load decomposition.



DO: dissolved oxygen; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus.

Figure 3 – Parameters analyzed by sampling site. The asterisks (*) represent the outliers and the circles (°) represent the extreme values. For the dissolved oxygen (DO), the outlier (> 15 mg L⁻¹) at SS3 was suppressed for representation purposes.

Land use in the micro basin of Santa Barbara stream

Cartographic maps enabled drawing the maps of Figure 4, which presents land uses of the contribution areas of each sampling site monitored in the MSBS.

An important aspect to be considered as to the land use within the MSBS is the cultivated area advance, which showed a high growth, from 10 km² in 1953 to 32 km² in 2016. However, even though there is almost linear growth in five decades (approximately 4.5 km² per decade), there was a rupture in the evolution of cultivation areas between 2006 and 2016, where growth practically stabilized. Cultivation areas stand out north of Santa Bárbara Dam and are associated with smallholdings, such as farmhouses, which produce food for subsistence and a complement to family income (SIMON; TRENTIN; CUNHA, 2010).

Among the types of land use, none grew as much in the last decade as forestry, which in 2006 occupied an area of approximately 22 km² and it increased to 35.7 km² in 2016 (SIMON; TRENTIN; CUNHA, 2010). Regarding pasture areas, there was a signif-

icant drop in this crop, which reduced from 24 km² in 1953 to 1.8 km² in 2016. This land use is intrinsically linked to cattle raising, whose crisis in the sector, worsened by the closure of slaughterhouses, cooperated for the decline of grazing activity. According to the Economics and Statistics Foundation (FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA, 1981), the agricultural census of 1950 indicated a herd of 152,577 animals in Pelotas, while in 2006 the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2016) counted 73,233 animals, that is, Pelotas's herd was reduced in almost half.

After 1965, there was an increase in the area of water bodies. Thus, the impoundment of Santa Bárbara stream in 1968, which originated Santa Bárbara Dam, is a highlight. In contrast, during 1953 to 2016, there was a marked decrease in wetlands, leaving only a third of the original area. The pressure on wetlands occurred due to drainage and landfills for expansion of urban areas and the capture of water to supply the population, negatively impacting soil quality and contributing to the degradation of water resourc-

Table 2 – Matrix of the principal components after Varimax rotation applied to water quality parameters.

Water quality parameter	Principal component		
	1	2	3
<i>E. coli</i>	0.874	-0.004	0.217
TN	0.852	-0.254	-0.139
DO	-0.824	-0.064	0.405
pH	0.652	0.282	0.130
WT	0.057	0.842	-0.086
TP	0.008	0.776	0.077
COD	0.313	-0.358	0.780
BOD	0.231	-0.277	-0.628
Variance	34.4%	20.8%	15.8%
Probable source	Domestic sewage	Domestic sewage/ Agriculture	Industrial discharge

Principal components > 0.6 were considered significant (FIELD, 2009; HAIR *et al.*, 2009); WT: water temperature; DO: dissolved oxygen; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus.

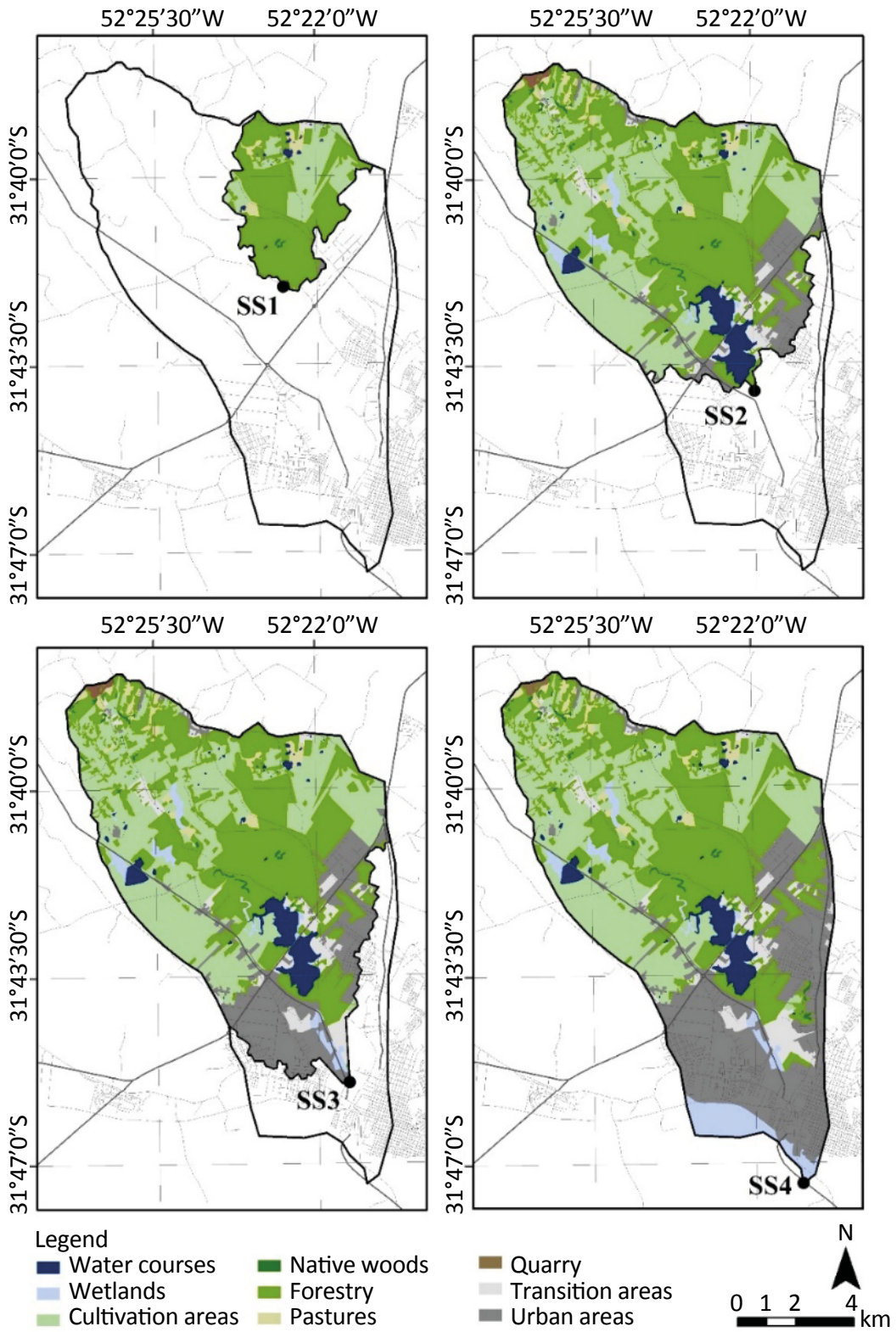


Figure 4 – Map of land use indicating the areas of contribution of each sampling site.

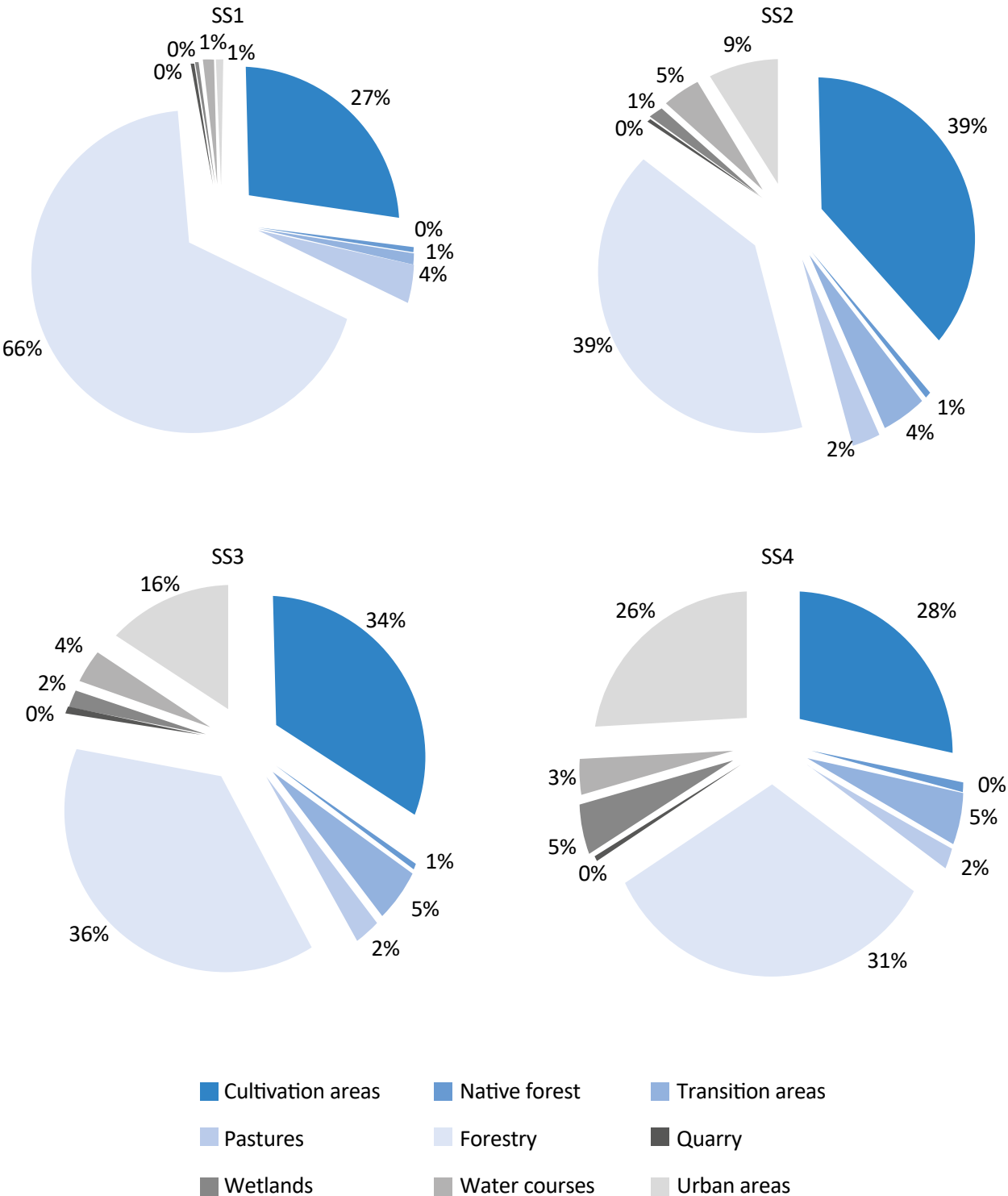


Figure 5 – Land use (%) in the contribution areas of sampling sites.

Table 3 – Spearman’s correlations between land use (urban areas) and water quality parameters monitored in the micro basin of Santa Barbara stream.

Land use	Water quality parameter	Statistics	
		ρ	p-value
Urban areas (ha)	pH	0.446*	0.049
	WT	0.073	0.759
	DO	-0.625**	0.003
	BOD	-0.384	0.094
	COD	0.341	0.141
	TN	0.649**	0.002
	TP	0.163	0.493
	<i>E. coli</i>	0.932**	<0.001

*Correlation is significant at 5% level (bilateral); **correlation is significant at 1% level (bilateral); relation between correlation coefficient and correlation intensity (positive and negative): 0.1-0.3 (weak), 0.4-0.6 (moderate), and 0.7-0.9 (strong) (FIELD, 2009); WT: water temperature; DO: dissolved oxygen; BOD: biochemical oxygen demand; COD: chemical oxygen demand; TN: total nitrogen; TP: total phosphorus.

es (SACCO *et al.*, 2015). As shown in Figure 5, urban expansion increases in the contribution area of each sampling site and grows as the sampling sites move away, from SS1 to SS4. Figure 5 also shows the percentage of land use in each contribution area, where urbanization growth can be observed.

Table 3 shows the correlations identified between land use (urbanization) and water quality parameters monitored in the study area.

As seen in Table 3, pH, DO, TN and *E. coli* showed significant correlations with the variable urban areas, that is, pH and TN presented moderate positive correlations, DO presented moderate negative correlation, whereas *E. coli* had a strong positive correlation. These results demonstrate the significant relation between land use (specifically urbanization) and MSBS water quality. Therefore, the greater the urbanization, the greater the degradation of MSBS water quality.

CONCLUSIONS

This study proposed the application of a methodology that integrates statistical tools and GIS in the evaluation of raw water quality and its relation to land uses and occupations (urbanization) through multivariate statistical analysis of a micro basin, as well as the application of this methodology, using the MSBS, in Southern Brazil, as a case study. Significant statistical differences were identified for pH, DO, TN and *E. coli*, compared to SS1 and SS2. They demonstrate that SS3 and SS4 present significant higher levels of contamination, which were attributed to human activities, due to the urbanization process. The PCA resulted in three PC, which together account for 71.0%

of the total data variance associated with anthropogenic contributions of domestic sewage (PC1), domestic sewage/agriculture (PC2), and industrial discharge (PC3).

The land use maps elaborated through GIS enabled the identification of the main factors that might be contributing to the water quality degradation of the MSBS, among which was the urbanization, which occupies gradually larger areas from SS1 to SS4. Spearman’s correlation analysis allowed the identification of statistically significant correlations between urban areas and pH, DO, TN and *E. coli*, which also stood out in the PCA.

In this study, a quantitative approach was applied to establish associations between water quality and land use. This methodology can be extrapolated to any basin, as well as other water pollution parameters that can be associated with different factors besides land, such as population density, income, areas with or without sanitary sewage, that is, socioeconomic factors that can contribute to the contamination of water resources.

Through the established methodology, it was possible to identify the contribution of anthropogenic

activities, that is, urbanization to water quality degradation. This study results prove that the use of visualization and mapping tools within the GIS platform can serve as an important tool to obtain spatial information useful for the development of environmental preservation strategies. Regarding the MSBS, treatment of domestic sewage must be a top priority for maintaining water quality in order to ensure safe supply to the population.

REFERENCES

- ALVARADO, A.; ESTELLER, M. V.; QUENTIN, E.; EXPÓSITO, J. L. Multi-Criteria Decision Analysis and GIS Approach for Prioritization of Drinking Water Utilities Protection Based on their Vulnerability to Contamination. *Water Resources Management*, v. 30, n. 4, p. 1549-1566, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s11269-016-1239-4>>. Accessed on: Oct. 2, 2017.
- ALVES DD, RIEGEL RP, QUEVEDO DM, OSÓRIO DMM, COSTA, GM, NASCIMENTO CA, TELÖKEN F. Seasonal assessment and apportionment of surface water pollution using multivariate statistical methods: Sinos River, southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 384, 2018. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s10661-018-6759-3>>. Accessed on: Oct. 2, 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2005.
- BHUTIANI, R.; KHANNA, D. R.; TYAGI, B.; TYAGI, P. K.; KULKARNI, D. B. Assessing environmental contamination of River Ganga using correlation and multivariate analysis. *Pollution*, v. 1, n. 3, p. 265-273, 2015. Available at: <https://journal.ut.ac.ir/pdf_53929_11dcfe99c31134e6516621abb9db53c3.html>. Accessed on: Oct. 2, 2017.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 357, de 15 de junho de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Available at: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Accessed on: Oct. 1, 2012.
- CARDOSO, O. R.; ROCHA, N. S.; XAVIER, R. A.; VALDUGA, E. T.; DISCONZI, G. S.; RADTKE, L.; CRUZ, R. C. Análise de fragilidade ambiental na bacia do rio Pardo - RS, frente à instalação de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 2, p. 507-522, 2015. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v20n2.p507-522>
- CHEN, Y., ZHAO, K.; WU, Y.; GAO, S.; CAO, W.; BO, Y.; SHANG, Z.; WU, J.; ZHOU, F. Spatio-Temporal Patterns and Source Identification of Water Pollution in Lake Taihu (China). *Water*, v. 8, n. 3, p. 86, 2016. Available at: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/8/3/86>>. Accessed on: Jan. 4, 2017. <http://dx.doi.org/10.3390/W8030086>
- DINIZ, R. B. N.; SOARES, V. G.; CABRAL, L. A. F. Uso de Técnicas de Mineração de Dados na Identificação de Áreas Hidrologicamente Homogêneas no Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 17, n. 1, p. 65-75, 2012.

ELLIOTT, A.; SEMANEDI-DAVIES, A. F.; SHANKAR, U.; ZELDIS, J. R.; WHEELER, D. M.; PLEW, D. R.; RYS, G. J.; HARRIS, S. R. A national-scale GIS-based system for modelling impacts of land use on water quality. *Environmental Modelling & Software*, v. 86, p. 131-144, 2016. Available at: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216306260>>. Accessed on: Jan. 4, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.09.011>

FARHAN, Y.; ANBAR, A.; AL-SHAIKH, N.; MOUSA, R. Prioritization of Semi-Arid Agricultural Watershed Using Morphometric and Principal Component Analysis, Remote Sensing, and GIS Techniques, the Zerqa River Watershed, Northern Jordan. *Agricultural Sciences*, v. 8, n. 1, p. 113-148, 2017. Available at: <http://file.scirp.org/Html/9-3001560_73770.htm>. Accessed on: Oct. 2, 2017. <https://doi.org/10.4236/as.2017.81009>

FIELD, A. *Descobrimos a estatística usando o SPSS*. 2. ed. Porto Alegre: Bookman /Artmed, 2009.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A.; ROCHA, E. C. Classificando regimes políticos utilizando análise de conglomerados. *Opinião Pública*, Campinas, v. 18, n. 1, p. 109-128, 2012. Available at: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-62762012000100006&lng=en&nrm=iso>. Accessed on: Dec. 11, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-62762012000100006>

FLORENZANO, T. G. Geotecnologias na geografia aplicada: difusão e acesso. *Revista do Departamento de Geografia*, n. 17, p. 24-29, 2005. Available at: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/rep/sid.inpe.br/mtc-m12@80/2006/08.04.16.27?langua=button=pt-BR>>. Accessed on: Oct. 30, 2016.

FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA. *De Província de São Pedro a estado do Rio Grande do Sul - Censos do RS: 1803-1950*. Porto Alegre, 1981. Available at: <<http://cdn.fee.tche.br/publicacoes/digitalizacao/de-provincia-ide-sao-pedro-a-estado-do-rs-vol-1-1981.pdf>>. Accessed on: May 9, 2017.

GARCIA-ARMISEN, T.; SERVAIS, P. Respective contributions of point and non-point sources of E. coli and enterococci in a large urbanized watershed (the Seine river, France). *Journal of Environmental Management*, v. 82, p. 512-518, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.01.011>

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. *Análise Multivariada de Dados*. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Portal*. Available at <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Accessed on: Oct. 9, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades*. Available at: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=431440>>. Accessed on: Dec. 11, 2016.

JHA, R.; OJHA, C. S. P.; BHATIA, K. K. S. Development of refined BOD and DO models for highly polluted Kali river in India. *Journal of Environmental Engineering*, v. 133, n. 8, 2007. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2007\)133:8\(839\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2007)133:8(839))

LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 2. ed. Campinas: Átomo, 2008.

LIU, Y.; DE SMEDT, F. Flood modeling for complex terrain using GIS and remote sensed information. *Water Resources Management*, v. 19, n. 5, p. 605-624, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11269-005-6808-x>

PAZ, M. V.; FREITAS, C. A.; NICOLA, D. S. Avaliando a intensidade da modernização da agropecuária gaúcha: uma aplicação de análise fatorial e cluster. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 44., 2006, Fortaleza. *Anais...* 2006. Available at: <<http://purl.umn.edu/148468>>. Accessed on: Dec. 9 2016.

PORTO, C. J.; HARTWIG, M. P. Impactos sócio-ambientais provocados pelas ocupações irregulares do solo urbano as margens do canal Santa Bárbara em Pelotas – RS utilizando um SIG. Available at: <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal14/Geografiasocioeconomica/Geografiaurbana/094.pdf>>. Accessed on: Oct. 12, 2016.

RAHMAN, A. T. M. S.; KAMRUZZAMAN, M.; JAHAN, C. S.; MAZUMDER, Q. H.; HOSSAIN, A. Evaluation of spatio-temporal dynamics of water table in NW Bangladesh: an integrated approach of GIS and Statistics. *Sustainable Water Resources Management*, v. 2, n. 3, p. 297-312, 2016. Available at: <<https://doi.org/10.1007/s40899-016-0057-4>>. Accessed on: Oct. 2, 2017.

RUŽDJAK, A. M.; RUŽDJAK, D. Evaluation of river water quality variations using multivariate statistical techniques: Sava River (Croatia): a case study. *Environment Monitoring and Assessment*, v. 118, n. 4, p. 215, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4393-x>

SACCO, A. G.; RUI, A. M.; BERGMANN, F. B.; MÜLLER, S. C.; HARTZ, S. M. Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia*, Porto Alegre, v. 105, n. 3, p. 276-287, set. 2015. Available at: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212015000300276&lng=en&nrm=iso>. Accessed on: May 10, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-476620151053276287>

SERVIÇO AUTÔNOMO DE SANEAMENTO DE PELOTAS (SANEP). *Portal*. Available at: <<https://sanep.com.br/esgoto/estacoes-tratamento>>. Accessed on: Oct. 15, 2016.

SHEELA, A. M.; LETHA, J.; JOSEPH, S.; CHACKO, M.; KUMAR, S. P. S.; THOMAS, J. Water quality assessment of a tropical coastal lake system using multivariate cluster, principal component and factor analysis. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, v. 17, n. 2, p. 143-159, 2012. Available at: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1440-1770.2012.00506.x/full>>. Accessed on: Jan. 4, 2017.

SIMON, A. L.; TRENTIN, G. Elaboração de cenários recentes de uso da terra utilizando imagens do Google Earth. *Ar@cne*, n. 116, 2009. Available at: <<http://www.ub.edu/geocrit/ aracne/ aracne-116.htm>>. Accessed on: Jan. 5, 2017.

SIMON, A. L.; TRENTIN, G.; CUNHA, C. M. L. Avaliação da dinâmica do uso da terra na Bacia do Arroio Santa Bárbara – Pelotas (Brasil), no período de 1953 a 2006. *Scripta Nova*, v. 14, n. 327, 2010. Available at: <<http://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-327.htm>>. Accessed on: Dec. 10, 2016.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques - a case study. *Analytica Chimica Acta*, v. 538, n. 1-2, p. 355-374, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.006>

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBÁN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*, v. 32, n. 12, p. 3581-3592, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00138-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00138-9)

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuais: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

ZHANG, C.; COOPER, H.; SELCH, D.; MENG, X.; QIU, F.; MYINT, S. W.; ROBERTS, C.; XIE, Z. Mapping urban land cover types using object-based multiple endmember spectral mixture analysis. *Remote Sensing Letters*, v. 5, n. 6, p. 521-529, 2014. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.930197>

ZHONG, M.; ZHANG, H.; SUN, X.; WANG, Z.; TIAN, W.; HUANG, H. Z. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 29, p. 29418-29432, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>



IMPORTÂNCIA DO PLANEJAMENTO REGIONAL PARA A MANUTENÇÃO DOS USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

THE IMPORTANCE OF REGIONAL PLANNING FOR WATER MULTIPLE USES MAINTENANCE IN WATERSHED BASINS

Erica Zanardo

Oliveira-Andreoli 

Doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN), Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Fabio Leandro da Silva 

Doutorando no PPGERN, Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Flor Magali Aguilar López 

Doutoranda no PPGERN, Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Raphael Machado 

Doutorando no PPGERN, Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Catia Cristina Teodoro 

Mestranda no Programa de Pós-Graduação Ciências da Engenharia Ambiental (PPG-SEA), Universidade de São Paulo – São Carlos (SP), Brasil.

Irineu Bianchini Júnior 

Professor Titular da Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Marcela Bianchessi

Cunha-Santino 

Professora Associada I da Universidade Federal de São Carlos – São Carlos (SP), Brasil.

Angela Terumi Fushita 

Professora Adjunto A da Universidade Federal do ABC – São Bernardo do Campo (SP).

Silvio Crestana 

Pesquisador na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – São Carlos (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Erica Zanardo Oliveira-Andreoli – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos – Rod. Washington Luís, km 235 – SP-310 – CEP 13565-905 – São Carlos (SP), Brasil – E-mail: erica.zanardo@gmail.com

Recebido em: 27/05/2019

Aceito em: 30/08/2019

RESUMO

A água é indispensável para a vida humana, mas a degradação desse recurso vem acontecendo desenfreadamente, sendo imprescindível a formulação de políticas públicas ambientais que proporcionem um planejamento do uso das bacias hidrográficas nas escalas regionais. Somente por meio da governança regional será possível a integração de políticas públicas que priorizem o desenvolvimento econômico de uma sociedade e a proteção ambiental. O presente trabalho avaliou as lacunas associadas aos planos de bacia hidrográfica e planos diretores dos municípios pertencentes à Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão, a partir do levantamento do uso e cobertura da terra de 1998, 2008 e 2018. Verificou-se a expansão de áreas antropizadas, que ocasionam uma deterioração das áreas naturais e, conseqüentemente, dos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, a efetuação de um planejamento ambiental estratégico em nível regional auxiliará o desenvolvimento sustentável dos municípios inseridos na bacia hidrográfica.

Palavras-chave: ordenamento territorial; política ambiental; geotecnologias; serviços ecossistêmicos; Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão.

ABSTRACT

Water is indispensable for human life, but the degradation of this resource has been occurring uncontrollably. Thus, the formulation of environmental public policies that provide a planning of the watersheds' land use and cover at regional scales is indispensable. Only through regional governance will it be possible to integrate public policies that prioritize the economic development of a society and environmental protection. The present study evaluated the shortcomings associated with the Hydrographic Basins Plans and the Master Plans of the municipalities belonging to the Ribeirão do Feijão River Basin, based on a survey of land use and cover of 1998, 2008 and 2018. The expansion of the anthropic areas has been verified, causing a deterioration of natural areas and, consequently, ecosystem services. In this way, the creation of strategic environmental planning at the regional level will assist in the sustainable development of municipalities within the river basin.

Keywords: territorial ordination; environmental policy; geotechnologies; ecosystem services; Ribeirão do Feijão Watershed.

INTRODUÇÃO

A água é de fundamental importância para a diversidade biológica, sendo considerada um recurso natural indispensável ao homem. Todavia, a sociedade tem degradado esse recurso de tal forma que já não se pode consumi-lo em seu estado natural. Historicamente, é notório que desde a colonização brasileira a ocupação do território vem ocorrendo de maneira predatória. A exploração dos recursos naturais acontece por meio da prática de desmatamentos para exploração da madeira e/ou para abertura de novas fronteiras agropecuárias. Entretanto, essas práticas provocam alguns efeitos negativos, tais como a degradação da terra, o desmatamento, o assoreamento dos corpos hídricos e a perda da biodiversidade (CRIVELANTI *et al.*, 2016).

O processo de abertura de novas áreas para o agronegócio, urbanização e industrialização incidem na perda de serviços ecossistêmicos — tais como os benefícios proporcionados pelos ecossistemas aos seres humanos (COSTANZA *et al.*, 1997) —, principalmente no que se refere à disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequadas (MACHADO; DUPAS, 2013). A ascensão tecnológica viabilizou formas de monitoramento e preservação de recursos hídricos, favorecendo a manutenção dos padrões de qualidade exigidos por mecanismos normativos e agências governamentais. Nesse sentido, a gestão ambiental surge como uma forma de promover a integração entre o uso dos recursos hídricos, sua proteção e a promoção de um desenvolvimento pautado na ação de atores políticos no que remete ao processo de planejamento, principalmente na forma de políticas. Gibbs e Lintz (2016) destacam que as políticas de caráter ambiental e econômico são indispensáveis para que ocorra o planejamento em escalas urbanas e regionais, visto que estão diretamente relacionadas. Sendo assim, a governança regional assume um papel importante, pois permite a formulação de planejamentos e políticas que integrem a proteção ambiental e o desenvolvimento econômico no nível local, situação muitas vezes marcadas por barreiras físicas (como os limites político-administrativos) e conflitos de interesses (ZAMBANINI, 2018).

Planejar e ordenar são atos intrínsecos à atividade humana e têm suas histórias interligadas, além de possuírem objetivos comuns de organização e gestão do espaço territorial (PARTIDÁRIO, 1999). Desse modo, planejamento é o conjunto de ações integradas,

coordenadas, orientadas e empregadas para diagnosticar a realidade, avaliar as perspectivas e estruturar medidas a serem executadas, considerando prazos e espaços (PHILLIPI JR., 2005). Dessa forma, a abordagem do planejamento ambiental ocorre através de sistemas integrados e sustentáveis, abordando os principais efeitos socioeconômicos e ambientais necessários para o desenvolvimento. Nesse contexto, o planejamento assume um papel essencial. Na Europa, as primeiras políticas voltadas para a temática surgiram na década de 1960, porém alguns países, como a Irlanda, acabaram adotando políticas desse caráter devido à obrigatoriedade de articulação entre planos e programas nos diferentes níveis nos anos 2000 (EUROPEAN COMMUNITIES, 2001; EGERAAT, 2019). Tratando-se de investigações sobre o planejamento regional, verifica-se que os trabalhos são realizados principalmente nos países desenvolvidos (BRENNER, 1997; BARLES, 2009; MARKUSEN; GADWA, 2010; EGERAAT, 2019; MATTHEWS; MARSTON, 2019).

O planejamento regional desempenha um importante papel, visto que possibilita a correção de falhas estruturais, permite otimizar arranjos legislativos, favorece a reestruturação de serviços (por exemplo: saúde, resíduos, abastecimento), contribui para a redução dos impactos ambientais, aumenta a resiliência dos ecossistemas, cria oportunidades para o desenvolvimento e permite verificar o metabolismo das áreas urbanas (BRENNER, 1997; BARLES, 2009; CHAMBERS; ALLEN; CUSHMAN, 2009; MARKUSEN; GADWA, 2010; EGERAAT, 2019; MATTHEWS; MARSTON, 2019; RATCLIFFE; MARUCHECK; GILLAND, 2019; SCHINDLER; NGUYEN; BARONGO, 2019).

No Brasil, a preocupação com essa temática é tardia; existem dois dispositivos normativos importantes: a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997); e o Estatuto da Cidade (EC), Lei Federal nº 10.257/01 (BRASIL, 2001). A PNRH estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, situação que pode favorecer uma gestão integrada. Por sua vez, o EC apresenta como um de seus instrumentos o Plano Diretor (PD), mecanismo que estabelece diretrizes para o ordenamento territorial (inclusive em regiões de mananciais) dos municípios que possuem a obrigatoriedade de

formulá-lo (por exemplo: aqueles com população superior a 20 mil habitantes, localizados em regiões metropolitanas, entre outros).

Ressalta-se que os recursos hídricos influenciam a gestão urbana; e os limites territoriais de uma bacia hidrográfica nem sempre coincidem com a divisão político-administrativa municipal, o que pode contribuir para o surgimento de várias questões de ordem administrativa (por exemplo: conflito de interesses e gestão), ambiental (por exemplo: degradação dos ecossistemas naturais) e social (por exemplo: vulnerabilidade social), podendo resultar na impossibilidade da promoção dos usos múltiplos da água por conta da inexistência de um planejamento que seja obrigatório para todos os municípios e que ocorra em escalas menores. Tundisi (2006) salienta o fato de que a gestão de bacias hidrográficas em nosso país vem sendo realizada de forma fragmentada mediante um planejamento ineficiente por causa da falta de integração da gestão e adoção de um caráter preditivo.

Tendo em consideração esse contexto, um planejamento que adote um caráter estratégico, que realize uma

avaliação de políticas, tais como planos, programas e projetos, e seja capaz de influenciar o processo de tomada de decisão contribui para o favorecimento dos aspectos de ordem ambiental (PIZELLA; SOUZA, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2015; OPPERMANN, 2017). Um planejamento regional possivelmente contribui para a estruturação de políticas e favorece a implementação de projetos, já que possibilita uma articulação com os atores envolvidos e colabora para a avaliação de aspectos ligados ao meio físico, extrapolando a divisão político-administrativa (WHITEHEAD; DAHLGREN, 2006; BULKELEY; BETSILL, 2013). Tal ação favorece o preenchimento de lacunas associadas aos planos de bacias hidrográficas e PDs no Brasil.

Diante do exposto, o presente estudo teve como objetivo avaliar as lacunas associadas aos planos de bacia hidrográfica e PDs, além de destacar a importância da elaboração de planos de desenvolvimento regional, tendo como base o emprego de geotecnologias e a realização de um estudo temporal na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão (inserida no interior do estado de São Paulo, Brasil).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Localizada no centro-leste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°02'4" e 22°13'14" de latitude sul e 47°42'46" e 47°54'14" de longitude oeste, a Bacia do Ribeirão Feijão possui 243 km² de comprimento e abrange três municípios: Analândia, São Carlos e Itirapina (Figura 1). O clima da região é classificado como Cwa e AWi, caracterizado por verões chuvosos e invernos secos e com temperaturas entre 18 e 22°C (SMA, 2019), e sua precipitação pluviométrica é de aproximadamente 1.500 mm anuais (CERMINARO; OLIVEIRA, 2015).

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão possui uma rede de drenagem dendrítica e seus cursos d'água alcançam a quinta ordem. Suas principais nascentes estão localizadas no alto da Serra do Cuscuzeiro, em Analândia, sendo sua foz no Rio Jacaré-Guaçu. Os solos da bacia são predominantes arenosos, possuem baixa fertilidade e elevada acidez (Neossolo Quartzarênico e Latossolo Vermelho Amarelo) (COSTA *et al.*, 2019).

Salienta-se, ainda, que as águas do Ribeirão do Feijão são a principal fonte de abastecimento superficial do município de São Carlos, representando cerca de 62% da captação de água bruta superficial, com uma vazão bombeada de 300 L/s (SAAE, 2012).

Segundo Costa *et al.* (2019), em grande parte dessa bacia ocorre o afloramento da Formação Botucatu, a qual é a principal unidade geológica que compõe o Sistema Aquífero Guarani (SAG), uma das principais unidades hidrogeológicas mundiais e a principal da América Latina. Segundo esse mesmo autor, a Bacia do Ribeirão do Feijão encontra-se sobre unidades aquíferas rasas e profundas de grande relevância: o Aquífero Botucatu, o Aquífero Serra Geral, o Aquífero Itaqueri e o Aquífero Aluvionar. O arenito encontrado é o Botucatu, o qual, quando silicificado, comporta-se como um aquíclodo (rochas que, embora tenham certa porosidade, possuem uma permeabilidade baixa, não permitindo que a água flua em seu meio).

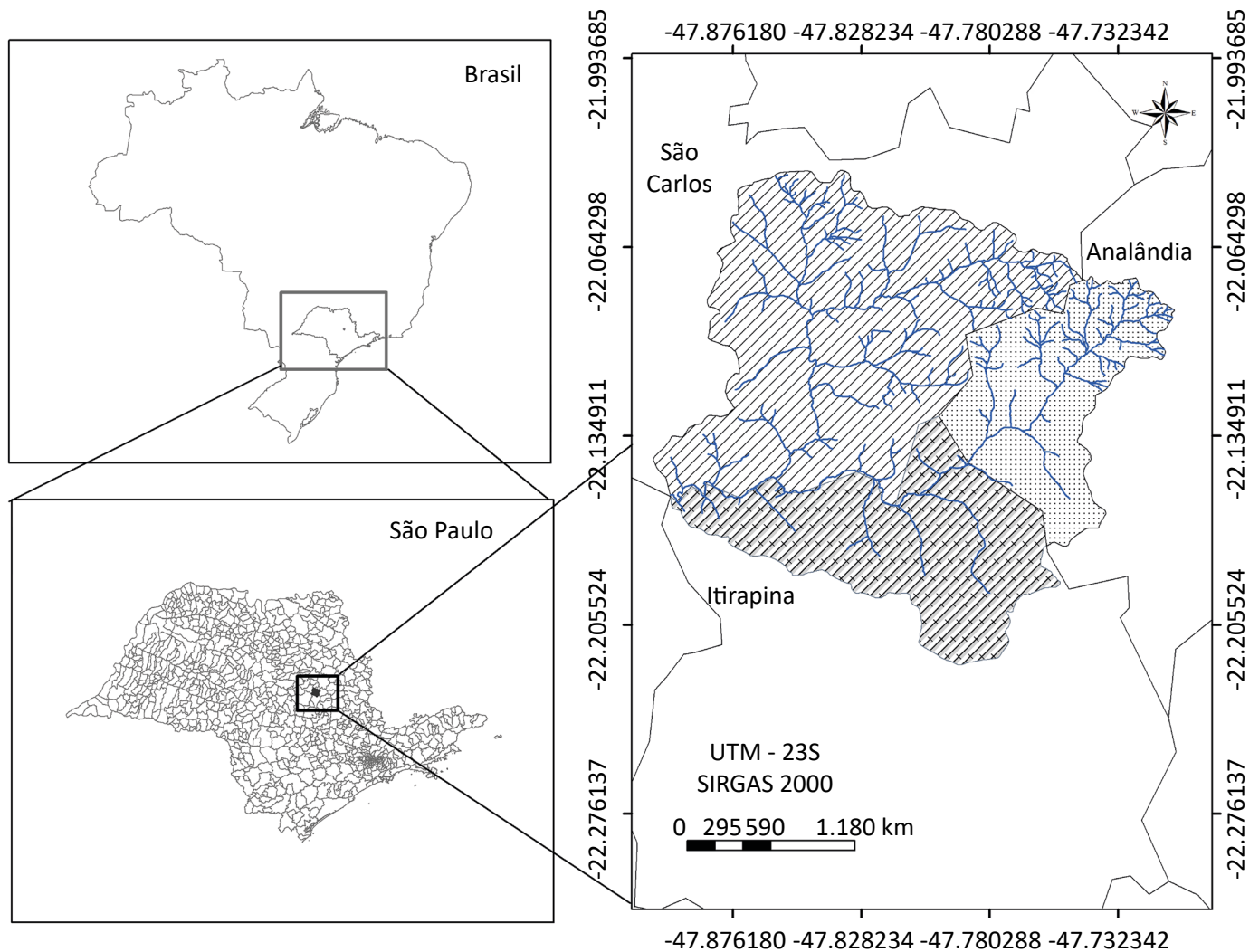
Métodos

Realizou-se uma trajetória dos padrões de mudanças da paisagem por meio das imagens dos satélites Landsat-5™ e Landsat-8^{OLI} (órbita: 200/ponto: 75), obtidas nos sites do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e do *United States Geological Service* (USGS), para os períodos de julho de 1998, agosto de 2008 e julho de 2018. O sistema de projeção adotado foi a Universal Transversa de Mercator (UTM), além do Datum SIRGAS2000, fuso 23S. Posteriormente, foi realizada a composição em falsa cor mediante a fusão das bandas (5R4G3B ou 6R5G4B), gerando imagens coloridas com

uma resolução de 30 metros. As classes de uso e cobertura de terra utilizadas foram:

- antrópico não agrícola;
- antrópico agrícola;
- vegetação nativa;
- corpos hídricos.

A descrição das tipologias foi baseada no tomus e na textura no *software* ArcGIS® 10.2.



Fonte: IBGE, 2015; CETESB, 2016.

Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

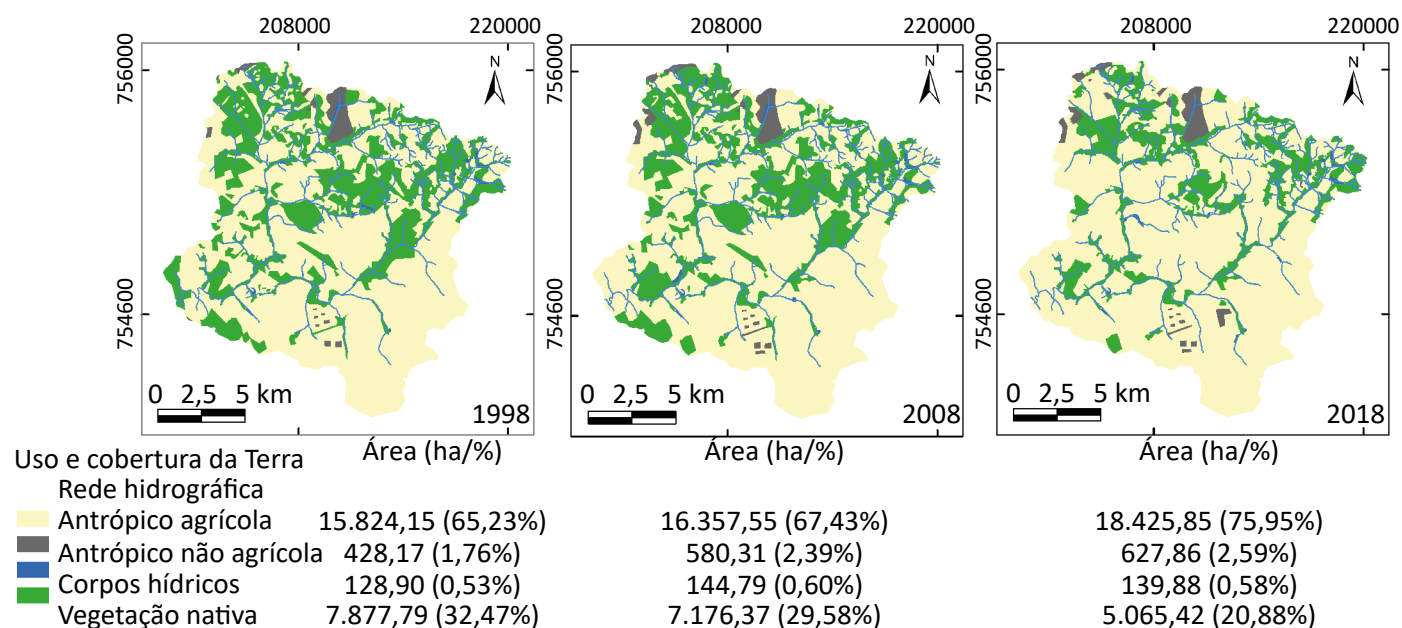
Os resultados encontrados demonstram que, ao longo de 20 anos, a Bacia do Ribeirão do Feijão sofreu redução das suas áreas de vegetação nativa e um aumento das áreas antropizadas, ou seja, uso antrópico agrícola e não agrícola. Em relação aos corpos hídricos, grandes variações não foram observadas, e a área ocupada manteve-se relativamente constante. O uso e cobertura da terra da Bacia do Ribeirão do Feijão e a quantificação dos usos por municípios estão representados na Figura 2 e na Tabela 1, respectivamente.

O processo de conversão das áreas naturais na porção da bacia hidrográfica inserida no município de São Carlos pode ter ocorrido com uma menor intensidade em função da legislação municipal sobre as Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais do município (APREM), Lei nº 13.944/2006 (SÃO CARLOS, 2006). Por outro lado, o aumento do uso antrópico agrícola relaciona-se com a dinâmica econômica da região e com a alteração do Código Florestal de 1965 pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651/2012) (BRASIL, 2012), dispositivo marcado

por alguns retrocessos e que permite a antropização de áreas naturais previamente passíveis de proteção (BRANCALION *et al.*, 2016), além da expansão agrícola que ocorre nas áreas de cerrado (SILVA *et al.*, 2019).

Destaca-se que a Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão possui alta vulnerabilidade aos processos erosivos, situação que pode incidir no assoreamento dos corpos hídricos (COSTA *et al.*, 2018). Além do mais, a retirada de vegetação nativa, juntamente com o assoreamento, pode acabar comprometendo a integridade ecológica dos sistemas aquáticos e ocasionar o comprometimento dos serviços ecossistêmicos (como a recarga de aquíferos e a provisão de água) prestados pela bacia hidrográfica (TUNDISI; TUNDISI, 2010).

No que se remete ao crescimento da classe de uso antrópico não agrícola (por exemplo: área urbana e condomínios de chácaras), merece destaque o aumento das áreas correspondentes à infraestrutura rural e aos adensamentos humanos, principalmente nos municípios de Itirapina e São Carlos. Entre os municípios drenados pela



Projeção: UTM - 23S
Datum: SIRGAS 2000
Org. Oliveira, E.Z. (2019)

Fonte: USGS, 2019; INPE, 2019.

Figura 2 – Uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão nos anos de 1998, 2008 e 2018.

área de estudo, observa-se que somente São Carlos possui um PD (Lei nº 18.053/2016). Sendo assim, pode-se inferir que o planejamento e a ordenação da ocupação da terra ocorrem mediante um menor número de condicionantes e sem a adoção de uma perspectiva ecológica nos outros municípios (ROSALES, 2017).

Costa *et al.* (2013) demonstraram que um dos vetores de expansão urbana no município de São Carlos situa-se na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão, situação que contribui para o aumento das áreas impermeabilizadas e perda da qualidade da água. A situação relatada reforça a necessidade da formulação de políticas territoriais que possam proporcionar alternativas para lidar com o cenário esperado, uma vez que instrumentos como o PD e a Lei de Ocupação do Solo versam com maior profundidade sobre aspectos construtivos.

Apesar de a bacia hidrográfica selecionada estar inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Corumbataí-Botucatu-Tejupá, classificada como uma unidade de conservação de uso sustentável que deve assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais e o disciplinamento do uso da terra (Lei Federal nº 9.985/2000), é possível notar que deficiências ocorrem possivelmente devido às pressões políticas municipais e ao tempo de duração das medidas adotadas. Nesse sentido, a adoção de um plano regional com um horizonte de médio prazo poderia ser efetivo para assegurar maior disciplinamento e melhor gestão do uso dos recursos naturais, assim como ocorre com os zoneamentos propostos pelos PD municipais, como demonstrado por Pizella (2015). Ademais, o plano regional teria maior efetividade para garantir o sucesso

Tabela 1 – Quantificação do uso e cobertura da terra inseridos na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão (São Paulo) segundo os municípios, sendo: (1) antrópico não agrícola; (2) antrópico agrícola; (3) vegetação nativa; e (4) corpos hídricos.

1998								
	1		2		3		4	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Analândia	0,00	0,00	2.595,05	52,48	2.297,70	46,46	52,30	1,06
Itirapina	42,11	0,63	5.462,32	81,92	1.152,48	17,28	11,30	0,17
São Carlos	386,06	3,05	7.766,78	61,42	4.427,62	35,01	65,31	0,52
2008								
	1		2		3		4	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Analândia	0,00	0,00	3.215,02	65,01	1.678,97	33,95	51,05	1,03
Itirapina	82,78	1,24	5.894,78	88,40	672,46	10,08	18,19	0,27
São Carlos	497,54	3,93	7.247,75	57,31	4.824,93	38,15	75,55	0,60
2018								
	1		2		3		4	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Analândia	0,00	0,00	3.761,79	76,07	1.132,20	22,90	51,05	1,03
Itirapina	121,07	1,82	5.903,22	88,53	625,02	9,37	18,90	0,28
São Carlos	506,79	4,01	8.760,84	69,28	3.308,20	26,16	69,93	0,55

das metas e medidas estipuladas mediante a obrigatoriedade de cumprimento por parte dos municípios inseridos no contexto abordado.

Os usos e coberturas da terra de determinada bacia hidrográfica refletem-se nos recursos hídricos ali existentes (CECONI *et al.*, 2018). A degradação decorrente de suas mudanças encontra-se entre os principais impactos humanos oriundos do processo de desenvolvimento econômico, situação favorecida pela falta de integração entre a escala urbana e regional e que demanda o delineamento de políticas com enfoque no componente ambiental nas diferentes esferas político-administrativas (GIBBS; LINTZ, 2016).

Com relação às áreas agrícolas da bacia hidrográfica, houve aumento em todos os municípios abrangidos. Essa expansão pode ser correlacionada à diminuição de áreas de vegetação nativa da Bacia do Ribeirão do Feijão. A prática agrícola na região possui rentabilidade econômica significativa, principalmente nas culturas de cana-de-açúcar, além de gerar empregos tanto no setor agrícola quanto no setor industrial (ROMANINI; FUSHITA; SANTOS, 2016). O fato de o município de São Carlos possuir a APREM e o PD pode ter atenuado a degradação das áreas de vegetação existentes no município, fator que não foi observado em Analândia e Itirapina.

A perda de serviços ecossistêmicos em função da antropização deve ser um elemento considerado no processo de planejamento urbano, dado que tal processo é considerado irreversível e seus efeitos repercutem por um longo período, situação que demanda a consideração desse fator no processo de urbanização e promoção do desenvolvimento sustentável em nível regional (XIE *et al.*, 2018).

Gren e Andersson (2018) salientam a necessidade de incorporar os serviços ecossistêmicos em uma escala regional, influenciando assim o planejamento urbano e rural. Abordagens contemporâneas devem considerar os ecossistemas urbanos e a influência dos seres humanos em suas relações ecológicas (MEHMOOD, 2016), assim como nos rurais. Sendo assim, o planejamento é um processo essencial, que possibilita a garantia de serviços públicos e recursos aos habitantes residentes na região (BENTO *et al.*, 2018). As áreas localizadas nas adjacências das áreas urbanas, isto é, periurbanas, são importantes devido à sua relação com o abastecimento humano, situação que demanda sua conservação (MUÑOZ; FREITAS, 2017).

A Agência Nacional de Águas (ANA) lançou, no ano de 2013, em parceria com o Ministério do Meio Ambiente, um programa voltado para o Pacto Nacional pela Gestão das Águas, responsável pelo estabelecimento de metas em diferentes níveis administrativos. Por meio de um dispositivo normativo, o estado de São Paulo aderiu ao Pro-Gestão (Decreto nº 60.895/2014), enquadrando-se em uma categoria que indica criticidade de qualiquantitativa dos recursos hídricos (ANA, 2019). Perante a necessidade de cumprir metas estabelecidas (tais como instrumentos de planejamento, instrumentos operacionais e fortalecimento do sistema estadual de gestão de recursos hídricos) e da elaboração de respostas para lidar com as possíveis limitações do PD, a adoção de um plano regional pode ser de grande valia para a manutenção dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas, mediante ações pautadas em políticas que contemplem a realidade de cada contexto.

Ribeiro e Johnsson (2018) destacam que o cenário agravante decorrente do abuso relacionado aos recursos hídricos incide em uma série de conflitos frente às demandas existentes, situação que desafia a capacidade de resposta política e institucional e demanda novas medidas que favoreçam a governança em um contexto adequado.

Apesar de o Plano da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê-Jacaré (2016–2020) (SIGRH, 2016) abordar uma série de aspectos relevantes (por exemplo: problemas ambientais, usos da terra nas sub-bacias, remanescentes florestais, áreas para recuperação, erosão e suscetibilidade, metas, recomposição vegetal e retenção de águas pluviais), fica clara a lacuna existente no que se refere ao processo de planejamento do uso da terra mediante o estabelecimento de uma conexão com a tomada de decisão em nível regional. No continente europeu, a EU Water Framework Directive estabelece a necessidade dos planos de gerenciamento de bacias hidrográficas (River Basin Management Plans), contudo um planejamento é observado nos diferentes níveis (local, regional e nacional) (EUROPEAN COMMUNITIES, 2000).

Mauro *et al.* (2018) reforçam que uma abordagem pautada em aspectos do desenvolvimento territorial constitui um instrumento passível de lidar com os problemas verificados nos municípios brasileiros, como os de natureza social e ambiental.

Em relação à conservação da biodiversidade em escala regional, Metzger (2010) salienta sobre a importância

de contabilizar as reservas legais por bacia hidrográfica ou por bioma. Dessa forma, poderia se agrupar os fragmentos maiores e, conseqüentemente, aumentar seu valor biológico, entre os quais se destacam: menor

impacto pelos efeitos de borda, contém populações maiores resistentes às flutuações ambientais, proteção da biota nativa, além de propiciar serviços ambientais necessários para o bem-estar humano.

CONCLUSÕES

O plano de desenvolvimento territorial deve ser um instrumento político que amplie o planejamento e a gestão além dos limites dos municípios, proporcionando uma gestão integrada de programas e projetos voltados ao uso dos recursos naturais, abordando o processo de desenvolvimento e a preservação do meio ambiente. O plano de recursos hídricos enfatiza o uso do território da bacia hidrográfica, mas suas diretrizes são voltadas especificamente para o planejamento e a preservação das águas, não do seu entorno.

A abordagem adotada, pautada em geotecnologias, permitiu verificar que o atual processo de planejamento vigente no Brasil ainda é incipiente, já que o processo de degradação da vegetação nativa do Ribeirão do Feijão ocorreu mesmo após a implementação de outros instrumentos, como o PD e o Plano de Bacias Hidrográficas. Ressalta-se que a implementação de um plano regional pode contribuir para a reversão do cenário observado em todo o território brasileiro, desde que sejam adotadas medidas efetivas para garantir a sua execução e que os fatores influenciadores sejam considerados dentro de

um horizonte de médio a longo prazo. Salienta-se ainda que houve um aumento nas áreas antropizadas em todos os municípios abrangidos pela bacia, ocasionando uma maior deterioração de suas áreas verdes e demais recursos naturais, notadamente os hídricos. Sendo assim, o planejamento regional consiste em uma alternativa para lidar com o acelerado ritmo de crescimento vivenciado por várias regiões brasileiras, além de possibilitar o arranjo e as integrações com outras políticas ambientais. Vale frisar que essas ações já são consolidadas em outros países, enquanto no Brasil elas começaram a ser implantadas no início dos anos 2000.

Dessa forma, faz-se necessária a criação de políticas públicas que favoreçam um planejamento ambiental estratégico em nível regional, de médio a longo prazo. A definição e a concretização de estratégias de desenvolvimento que contemplem os municípios de Analândia, Itirapina e São Carlos permitirão um desenvolvimento econômico aliado à preservação das áreas naturais e, conseqüentemente, a melhoria da qualidade de vida da população.

AGRADECIMENTOS

O apoio financeiro para a realização deste trabalho foi concedido pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (processos nº 1618451/2016 e nº 1681405/2017), Consejo

Nacional de Ciencia y Tecnología (processo nº 382397) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (processos nº 158927/2018-4 e nº 141217/2018-9).

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas*. Disponível em: <<http://progestao.ana.gov.br/>>. Acesso em: 15 mar. 2019.

ALMEIDA, M.R.R.; ROQUETTI, D.R.; MARTINS, T.P.; SOTO, N.L.C. Análise da Proposta Federal de Implementação da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 4, n. 2, p. 18-32, 2015. <https://doi.org/10.5585/geas.v4i2.292>

BARLES, S. Urban metabolism of Paris and its region. *Journal of Industrial Ecology*, v. 13, n. 6, dez, p. 898-913, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00169.x>

BENTO, S.C.; CONTI, D.M.; BAPTISTA, R.M.; GHOBRIL, C.N. As Novas Diretrizes e a Importância do Planejamento Urbano para o Desenvolvimento de Cidades Sustentáveis. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 7, n. 3, p. 469-488, 2018. <https://doi.org/10.5585/geas.v7i3.1342>

BRANCALION, P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D.; LEWINSOHN, T.M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. *Natureza & Conservação*, v. 14, supl. 1, p. e1-e16, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.004>

BRASIL. *Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997.

_____. *Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001*. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, 2001.

_____. *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, 2012.

BRENNER, N. State territorial restructuring and the production of spatial scale: urban and regional planning in the Federal Republic of Germany, 1960-1990. *Political Geography*, v. 16, n. 4, p. 273-306, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0962-6298\(96\)00003-0](https://doi.org/10.1016/S0962-6298(96)00003-0)

BULKELEY, H.; BETSILL, M.M. Revisiting the urban politics of climate change. *Environmental Politics*, v. 22, n. 1, p. 136-154, 2013. <https://doi.org/10.1080/09644016.2013.755797>

CECONI, D.E.; PICCILLI, D.G.A.; BERNARDI, F.; FENSTERSEIFER, P. Analysis of vulnerability for environmental planning of a water supply basin. *Ambiente & Sociedade*, v. 21, p. 1-22, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0078r2vu18l1ao>

CERMINARO, A.C.; OLIVEIRA, D. As Relações Solo-Relevo Através da Compartimentação Geomorfológica da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Feijão, nos Municípios de São Carlos, Analândia e Itirapina no Estado de São Paulo-BR: Ordenações de Unidades para Uso e Ocupação Adequados. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 2, p. 352-364, 2015. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.2.p352-364>

CHAMBERS, J.C.; ALLEN, C.R.; CUSHMAN, S.A. Operationalizing Ecological Resilience Concepts for Managing Species and Ecosystems at Risk. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 7, n. 1, p. 14-32, 2009. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00241>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Águas interiores: enquadramento dos corpos hídricos. São Paulo, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/enquadramento-dos-corpos-hidricos-arquivos-digitais/>>. Acesso em: 20 abr. 2019.

COSTA, C.W.; DUPAS, F.A.; CESPEDES, J.G.; SILVA, L.F. Monitoramento da expansão urbana, cenários futuros de crescimento populacional e o consumo de recursos hídricos no município de São Carlos, SP. *Geociências*, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 63-80, 2013.

COSTA, C.W.; LORANDI, R.; LOLLO, J.A.; IMANI, M.; DUPAS, F.A. Surface runoff and accelerated erosion in a peri-urban wellhead area in southeastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, v. 77, n. 5, p. 160, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7366-x>

COSTA, C.W.; LORANDI, R.; LOLLO, J.A.; SANTOS, V. S. Potential for aquifer contamination of anthropogenic activity in the recharge area of the Guarani Aquifer System, southeast of Brazil. *Groundwater for Sustainable Development*, v. 8, p. 10-23, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.08.007>

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

CRIVELANTI, R.C.; BUENO, C.R.P.; PIRES, J.S.R.; FRANCISCO, J.; LESSI, B.F. Ecological-Economic Zoning Of the city of Altinópolis – SP, Brazil. *Engenharia Agrícola*, v. 36, n. 6, p. 1218-1228, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v36n6p1218-1228/2016>

EGERAAT, C. The structural failure of regional planning in Ireland: introduction. *Administration*, v. 67, n. 3, p. 1-5, 2019. <https://doi.org/10.2478/admin-2019-0018>

EUROPEAN COMMUNITIES. *Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment*. European Communities, 2001. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32001L0042>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

_____. *EU Water Framework Directive 2000/60/EC*. European Communities, 2000. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0004.02/DOC_1&format=PDF>. Acesso em: 21 ago. 2019.

GIBBS, D.; LINTZ, G. Editorial: Environmental Governance of Urban and Regional Development – Scales and Sectors, Conflict and Cooperation. *Regional Studies*, v. 50, n. 6, p. 925-928, 2016. <https://doi.org/10.1080/00343404.2015.1110569>

GREN, Å.; ANDERSSON, E. Being efficient and green by rethinking the urban-rural divide - Combining urban expansion and food production by integrating an ecosystem service perspective into urban planning. *Sustainable Cities and Society*, v. 40, p. 75-82, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.02.031>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Malhas territoriais, malhas municipais e municípios 2015. IBGE. Disponível em: <ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2015/UFs/SP/>. Acesso em: 20 abr. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Catálogo de Imagens*. INPE. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

MACHADO, F.H.; DUPAS, F.A. Valoração de Recursos Hídricos como Subsídio na gestão do manancial urbano Do Ribeirão do Feijão, São Carlos – SP. *GEOUSP: Espaço e Tempo*, n. 33, p. 111-126, 2013. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2013.74305>

MARKUSEN, A.; GADWA, A. Arts and culture in urban or regional planning: a review and research agenda. *Journal of Planning and Research*, v. 29, n. 3, p. 379-391, 2010. <https://doi.org/10.1177/0739456X09354380>

MATTHEWS, T.; MARSTON, G. How environmental storylines shaped regional planning policies in South East Queensland Australia: a long-term analysis. *Land Use Policy*, v. 85, p. 476-484, jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.03.042>

MAURO, R.A.; CINTRÃO, J.F.F.; MELHEN, J.E.; OLIVEIRA, E.A. Dimensões do desenvolvimento territorial e as políticas públicas: perspectivas e desafios a partir da Constituição Federal de 1988. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 7, n. 3, p. 489-506, 2018. <https://doi.org/10.5585/geas.v7i3.1496>

- MEHMOOD, A. Of resilient places: planning for urban resilience. *European Planning Studies*, v. 24, n. 2, p. 407-419, 2016. <https://doi.org/10.1080/09654313.2015.1082980>
- METZGER, J.P. O Código florestal tem base científica? *Conservação e Natureza*, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010. <http://dx.doi.org/10.4322/natcon.00801017>
- MUÑOZ, A.M.M.; FREITAS, S.R. Importância dos Serviços Ecossistêmicos nas Cidades: Revisão das Publicações de 2003 a 2015. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 6, n. 2, p. 89-104, 2017. <https://doi.org/10.5585/geas.v6i2.853>
- OPPERMANN, P.A. *A avaliação ambiental estratégica como ferramenta promotora do encadeamento na Política Estadual de Mudanças Climáticas do Estado de São Paulo - PEMC*. 183f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.
- PARTIDÁRIO, M.R. *Introdução ao ordenamento do território*. Lisboa: Universidade Aberta, 1999.
- PHILLIPI JR., A.; BRUNA, G.C.; SILVEIRA, V.F. Planejamento territorial: instrumentos de intervenção. In: PHILLIPI JR., A. (org.). *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Barueri: Manolo, 2005.
- PIZELLA, D.G. A relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacias Hidrográficas na gestão hídrica. *Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, p. 635-645, 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1394>
- PIZELLA, D.G.; SOUZA, M.P. Avaliação ambiental estratégica de planos de bacias hidrográficas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 243-252, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000300007>
- RATCLIFFE, A.; MARUCHECK, A.; GILLAND, W. Regional Planning Model for Cancer Screening with Imperfect Patient Adherence. *Service Science*, v. 11, n. 2, p. 113-137, 2019. <https://doi.org/10.1287/serv.2018.0232>
- RIBEIRO, N.B.; JOHNSON, R.M.F. Discussões sobre governança da água: Tendências e caminhos comuns. *Ambiente & Sociedade*, v. 21, p. 1-22, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0125r2vu18l1ao>
- ROMANINI, E.; FUSHITA, A.T.; SANTOS, J.E. An Approach to Environmental Planning and Sustainable Management of Watersheds and Municipalities in Southeastern Brazil. *Open Journal of Ecology*, v. 6, n. 11, p. 667-685, 2016. <http://dx.doi.org/10.4236/oje.2016.611062>
- ROSALLES, N. How can an ecological perspective be used to enrich cities planning and management? *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 9, n. 2, p. 314-326, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.009.002.ao11>
- SÃO CARLOS. *Lei nº 13.944, de 12 de dezembro de 2006*. Dispõe sobre a criação das Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Município – APREM e dá outras providências. São Carlos, 2006. Disponível em: <<http://www.saocarlos.sp.gov.br/images/stories/pdf/1166203039--13944.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2019.
- SCHINDLER, S.; NGUYEN, N.D.; BARONGO, D.G. Transformative top-down planning in a small African city: How residents in Bagamoyo, Tanzania connect with a city in motion. *Environmental and Planning C: Politics and Space*, 2019. <https://doi.org/10.1177/2399654419864605>
- SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO (SAAE). *Revisão e complementação do Plano Diretor de Saneamento de São Carlos – 2012*. São Carlos: SAAE, 2012. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/images/stories/pdf/Plano_diretor_saneamento/Relatorio_revisao_pmsc_agua_e_esgoto.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2019.
- SILVA, A.L.; SOUZA, C.; ELOY, L.; PASSOS, C.J.S. Políticas ambientais seletivas e expansão da fronteira agrícola no cerrado: impactos sobre as comunidades locais numa unidade de conservação no oeste da Bahia. *Revista NERA*, v. 22, n. 47, p. 321-347, 2019.
- SISTEMA DE MONITORAMENTO AGROMETROLÓGICO (SMA). São Paulo. Disponível em: <https://sma.fundacaoabc.org/climatologia/classificacao_climatica/sao_paulo>. Acesso em: 25 out. 2019.

SISTEMA INTEGRADO DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SÃO PAULO (SIGRH). *Elaboração do Plano de Bacias da UGRHI 13 – Relatório I*. 2016. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-TJ/11841/2016-12-09-relatorioicompleto.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2019.

TUNDISI, J.G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, n. 70, p. 24-35, 2006. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i70p24-35>

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400010>

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS). EarthExplorer Home. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 26 abr. 2019.

WHITEHEAD, M.; DAHLGREN, G. *Concepts and principles for tackling social inequities in health: Levelling up Part 1.*: Copenhagen: World Health Organization, 2006. v. 2. (Studies on Social and Economic Determinants of Population Health).

XIE, W.; HUANG, Q.; HE, C.; ZHAO, X. Projecting the impacts of urban expansion on simultaneous losses of ecosystem services: A case study in Beijing, China. *Ecological Indicators*, v. 84, p. 183-193, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.055>

ZAMBANINI, M.E.; BRESCIANI, L.P.; ROBLE, G.L.E.; ROSINI, A.M. Governança e Desenvolvimento Local: Análise do Município de São José dos Campos. *Revista Metropolitana de Sustentabilidade*, v. 8, n. 2, p. 86-101, 2018.



UM ESTUDO COMPARATIVO DOS MODELOS BOX-JENKINS E REDES NEURAS ARTIFICIAIS NA PREVISÃO DE VAZÕES E PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS DA BACIA ARAGUAIA, TOCANTINS, BRASIL

A COMPARATIVE STUDY OF BOX JENKINS MODELS AND ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS IN FORECASTING PLUVIOMETRIC FLOWS AND PRECIPITATIONS OF ARAGUAIA-TOCANTINS BASIN/BRAZIL

Camil Wadiah Salame 

Doutorando na Universidade Federal do Pará (UFPA) – Belém (PA), Brasil.

Joaquim Carlos Barbosa Queiroz 

Docente na UFPA – Belém (PA), Brasil.

Everaldo Barreiros de Souza 

Docente na UFPA – Belém (PA), Brasil.

Valcir João da Cunha Farias 

Docente na UFPA – Belém (PA), Brasil.

Edson José Paulino da Rocha 

Docente na UFPA – Belém (PA), Brasil.

Helyelson Paredes Moura 

Docente na Fundação Universidade Federal do Amapá – Macapá (AP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Joaquim Carlos Barbosa Queiroz – Travessa Antonio Baena, 915, ap. 604 – Marco – CEP: 66093-082 – Belém (PA), Brasil – E-mail: joaquimqz@gmail.com

Recebido em: 21/02/2019

Aceito em: 01/08/2019

RESUMO

Estudar a variabilidade dos parâmetros hidroclimáticos locais em bacias hidrográficas é importante para melhorar o gerenciamento dos recursos hídricos. Para tal, foram utilizados o modelo estatístico baseado na metodologia Box-Jenkins, adotado por muitas empresas na análise de séries temporais, inclusive todo o setor elétrico brasileiro, e a tecnologia de redes neurais, que se apresenta como poderosa ferramenta para previsões. Na comparação entre as duas técnicas, foram utilizadas observações de médias mensais de duas estações meteorológicas da Bacia Araguaia-Tocantins, Brasil, uma de vazões mensais (m^3/s) e outra de precipitações pluviométricas mensais (mm), da Agência Nacional de Águas (ANA), com registros contínuos nos períodos de 1969 a 2017 e 1974 a 2017. As previsões foram testadas para 12 e 24 meses. Uma comparação entre os dois métodos, usando o teste de hipótese a partir de intervalos de confiança de 95%, mostrou que não houve diferenças estatisticamente significativas nas previsões individuais tanto de precipitações pluviométricas como de vazões. Entretanto, o uso do *root mean square error* (RMSE) mostrou que o método de Box-Jenkins apresenta melhores resultados. A maior dificuldade nesse método é na construção do modelo, sobretudo em séries com alta variabilidade. O método de redes neurais, em geral, consome mais tempo computacional em relação ao Box-Jenkins.

Palavras-chave: variáveis climáticas; previsões; séries temporais; *perceptron* multicamada; raiz do erro quadrático médio.

ABSTRACT

Studying the variability of local hydro-climatic parameters in river basins is important for the better management of water resources. In order to do so, we used two methods: Box-Jenkins methodology, adopted by many companies in the time series analysis, including the entire Brazilian electric sector, and the Neural Networks technology, which presents itself as a powerful tool for forecasting. Observations of monthly averages of two meteorological stations of the Araguaia-Tocantins basin (Brazil) were made for comparison purposes, one of monthly flows (m^3/s) and one of monthly rainfall (mm), of the National Waters Agency (Agência Nacional de Águas—ANA) with continuous records from 1969 to 2017 and 1974 to 2017. The forecasts were tested for twelve and twenty-four months. A comparison between the two methods using a hypothesis test from 95% confidence intervals, showed that there were no statistically significant differences between them in individual rainfall and flow forecasts. However, if the RMSE method is used, the Box-Jenkins method presented better results in the forecasts. The main difficulty in the Box-Jenkins method is the construction of the model, especially in high variability series. The method of Neural Networks, in general, consumes more computational time compared to the Box-Jenkins model.

Keywords: climatic variables; forecasts; temporal series; multilayer perceptron; root mean square error.

INTRODUÇÃO

Estudos relacionados às variabilidades climáticas e hidrológicas são importantes para atender à crescente demanda pela melhoria da qualidade de vida das pessoas no que tange à geração de energia e uso de recursos hídricos, além das atividades agropecuárias, industriais, turísticas e outras. O conhecimento sobre o futuro comportamento do clima e da hidrologia de rios em uma região e a compreensão de modificações registradas no presente exigem estudos relacionados às alterações de parâmetros climáticos e hidrológicos ocorridos no passado (IPCC, 2014). Diversos estudos já foram feitos no Brasil sobre a situação climática, em que se mostrou a ocorrência de muitas alterações de acordo com a região política. Marengo, Tomasella e Nobre (2010) consideram que estudos sobre a variabilidade dos parâmetros climáticos locais em bacias hidrográficas são de extrema importância para analisar o comportamento dos vários sistemas hídricos ao longo dos anos. Isso permite a realização de previsões visando a um melhor planejamento dos recursos hídricos, como construções de reservatórios para abastecimento de cidades e para geração de energia elétrica, dentre outros. O estudo dos impactos das mudanças climáticas nas vazões dos postos do setor elétrico brasileiro, utilizando seis modelos do *Intergovernmental Panel on Climate Change – First Assessment Report (IPCC-AR5)* para os cenários RCP4.5 e RCP8.5 no período de 2011 a 2098, realizado por Silveira *et al.* (2018), mostrou evidências de maior possibilidade de redução nas vazões anuais na maior parte do Brasil, exceto para a região sul, onde os modelos utilizados mostraram aumentos superiores a 5% no período de 2040 a 2069. Lira e Cardoso (2018), com uso do método de Mann-Kendall, realizaram uma análise de tendência nas séries de vazões de rios, em escala anual e sazonal, cujos resultados apontam tendências positivas nas vazões anuais de 75% dos postos da Região Sul do Brasil e na faixa sul do sudeste; e tendências negativas anuais de 50% dos postos na faixa norte do Sudeste e no Nordeste e Norte do país.

Motivado por essas questões, o presente estudo apresenta os resultados de dois métodos utilizados em previsões de observações futuras de parâmetros climáticos que usam séries temporais. Foram selecionadas séries de precipitações pluviométricas e vazões na região da Bacia Hidrográfica do Araguaia–Tocantins, considerada hidrologicamente a maior bacia inteiramente em território brasileiro, sendo responsável

por abastecer importantes cidades e por possuir um elevado potencial hidroenergético.

O método de Box-Jenkins (BJ) vem sendo aplicado com sucesso como técnica promissora para previsão climática (CHECHI & SANCHES, 2013; LÚCIO *et al.*, 2010). Esse método é adotado por muitas empresas na análise de séries temporais, inclusive por todo o setor elétrico brasileiro. De forma similar, várias topologias de redes neurais artificiais (RNA) vêm sendo aplicadas com êxito acentuado tanto em séries temporais dos setores da economia e financeiro (TEALAB; HEFNY; BADR, 2017) quanto em previsão climática (ABHISHEK *et al.*, 2012). Métodos híbridos envolvendo o modelo autorregressivo integrado à média móvel (ARIMA) e RNA têm se mostrado uma maneira efetiva de melhorar a precisão alcançada por ambos os modelos aplicados separadamente (ZHANG, 2003; KHANDELWAL & VERMA, 2015). Na literatura são encontrados vários métodos para previsão de séries temporais, dentre os quais destacam-se o BJ, representado pelos modelos conhecidos como ARIMA e RNA (CHECHI & SANCHES, 2013; LÚCIO *et al.*, 2010; CHOON & CHUIN, 2008; KHANDELWAL & VERMA, 2015; ZHANG, 2003; HO *et al.*, 2002; SAFEE & AHMAD, 2014; TEALAB; HEFNY; BADR, 2017; ABHISHEK *et al.*, 2012).

Vários pesquisadores realizaram estudos comparativos entre os métodos de BJ e RNA e, dependendo das séries em estudo, as conclusões foram diferentes. O trabalho apresentado por Ho *et al.* (2002) na previsão de séries temporais de falhas de compressor mostrou que o modelo ARIMA e redes neurais recorrentes apresentaram resultados superiores aos obtidos pela rede neural *feedforward*. Em séries temporais de índice climático, Safee e Ahmad (2014) concluíram que o modelo sazonal autorregressivo e médias móveis (*seasonal autoregressive integrates moving average – SARIMA*) se mostrou mais adequado, no que tange ao erro quadrático médio, em relação à rede neural *feedforward*. Diferentemente, Choon e Chuin (2008), em previsão de dados de temperatura, concluíram que redes neurais mostraram *performance* melhor quando comparadas ao método de BJ.

Na comparação entre esses dois métodos, pode-se destacar que, para a aplicação de séries temporais é necessário que sejam satisfeitas condições de estacionariedade, sazonalidade e número de dados

(tamanho da amostra), limitações ausentes em modelos de RNA. O uso de séries temporais em processos não lineares apresenta um considerável grau de dificuldade, enquanto as RNA são notoriamente aceitas como métodos para aplicação em modelos não lineares. Entretanto, em RNA alguns parâmetros, tais como taxa de aprendizagem e número de neurônios em cada camada da rede, para uma maior precisão e confiabilidade da resposta, são determinados por tentativa e erro. Além disso, os pesos sinápticos são determinados por meio de um processo de otimização, o que pode consumir tempo para a obtenção do resultado final.

Para os modelos de séries temporais, os parâmetros são estimados por meio da função de máxima verossimilhança, o que é menos custoso quando comparado às RNA (CHOON & CHUIN, 2008; SAFEE & AHMAD, 2014; HO *et al.*, 2002).

Em função das divergências de eficácia dos modelos de previsão, este trabalho aplicou o método de BJ e redes neurais *feedforward* para a previsão de dados futuros em séries temporais de vazão e precipitação pluviométrica obtidas na região centro-oeste do Brasil e, a partir disso, realizou uma comparação da eficácia de tais metodologias sobre esses dados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e dados usados

A região hidrográfica do Araguaia-Tocantins possui uma área de 921.921 km², equivalendo a 10,8% do território brasileiro. De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), em 2010 a referida região apresentava população de 8.610.721 habitantes, sendo 76% ocupando áreas urbanas, caracterizando densidade demográfica de 9,3 hab./km², portanto, inferior à do país, que era de 22,4 hab./km². O clima da região hidrográfica do Tocantins-Araguaia é tropical, com temperatura média anual de 26°C, e dois períodos climáticos bem definidos: o chuvoso, de outubro a abril, com mais de 90% da precipitação, com a existência de alguns dias secos entre janeiro e fevereiro, formando o chamado veranico; e o seco, de maio a setembro, com baixa umidade relativa do ar. Os solos são geralmente profundos e bem drenados, como os

Latossolos e Neossolos Quartzarênicos, com baixa fertilidade natural e boas características físicas, geralmente em relevo plano a suavemente ondulado (ANA, 2005). A Figura 1 mostra a área de estudo e as duas estações com dados mensais utilizadas neste estudo. Foram utilizadas observações de médias mensais de duas estações da Bacia do Araguaia-Tocantins, Brasil, uma de vazões mensais (m³/s) e outra de precipitações pluviométricas mensais (mm), da Agência Nacional de Águas (ANA), com registros contínuos nos períodos de 1969 a 2017 e 1974 a 2017, respectivamente. A série de precipitações pluviométricas foi representada pelos dados da estação Leverger (coordenadas 50°96W e 12°99S), no Mato Grosso (MT), e a série de vazões pelos dados da estação Travessão (coordenadas 50°70W e 15°53S), em Goiás (GO) (Figura 1).

Imputação múltipla

A técnica da imputação múltipla (NUNES; KLÜCK; FACHEL, 2009; CAMARGOS *et al.*, 2011) foi utilizada para a estimativa de valores faltantes observados nas duas séries. As séries foram divididas em duas partes: uma para o conjunto de treinamento e outra para o teste de validação

(comparação) das previsões obtidas nos dois métodos (Figuras 2 e 3). Foram utilizados dois conjuntos de teste, um com 12 observações (ano de 2017) e outro com 24 observações (anos de 2016 e 2017). Foi utilizado o software R (*R Project for Statistical Computing*) nas análises.

Modelo Box-Jenkins

De acordo com Morettin e Toloi (2006), uma série temporal (ST) pode ser definida como um conjunto de observações Y_t em função do tempo. As principais ferramentas utilizadas para a análise de ST são: as fun-

ções de autocorrelação (FAC) e autocorrelação parcial (FACP). A FAC representa a correlação simples entre Y_t e Y_{t-k} em função da defasagem k . A FAC de uma ST $\{Y_t\}$ pode ser definida por meio da Equação 1:



Figura 1 – Bacia Hidrográfica do Araguaia-Tocantins.

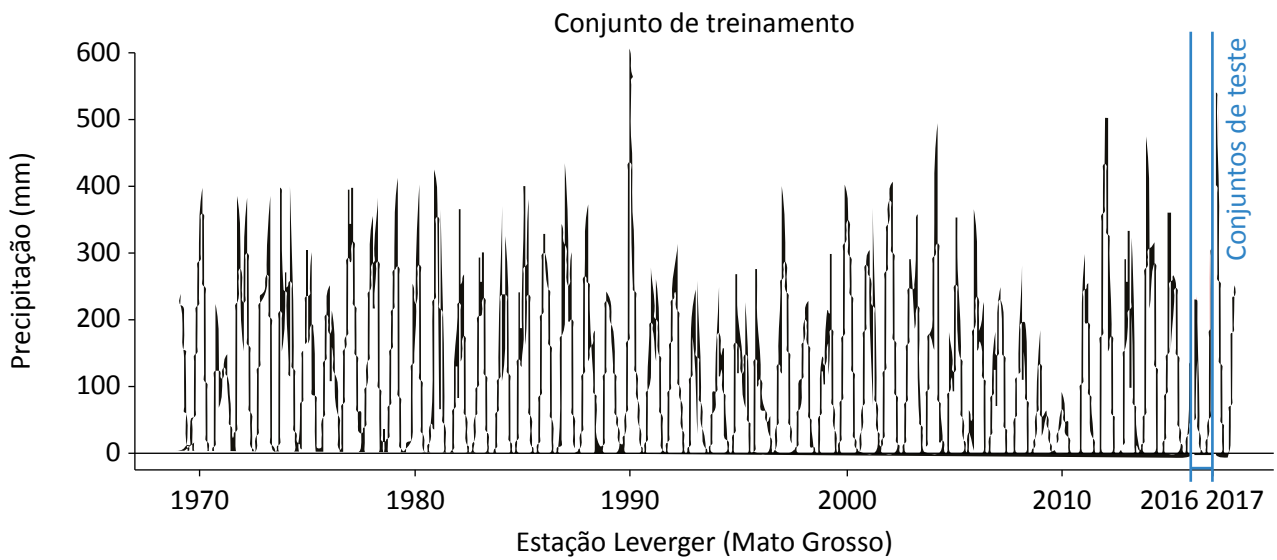


Figura 2 – Série de precipitações mensais na estação Leverger (Mato Grosso) de 1969 a 2017.

$$\rho = \frac{\sum_{t=0}^{N-k-1} (Y_t - \bar{Y})(Y_{t+k} - \bar{Y})}{\sum_{t=0}^{N-1} (Y_t - \bar{Y})^2} \quad (1)$$

Em que:

N = o comprimento da ST;

\bar{Y} = o valor esperado das observações, calculado para a variação temporal (atraso) k .

O coeficiente de autocorrelação (ρ) de uma ST varia entre -1 e 1. Se ρ assume o valor 1, diz-se que as duas variáveis medidas possuem uma autocorrelação positiva absoluta, caso contrário, se $\rho = -1$, diz-se que a autocorrelação negativa é absoluta. Quando ρ assume valor 0, não existe autocorrelação entre as variáveis, ou seja, considera-se que as observações são independentes.

A FACP representa a correlação entre Y_t e Y_{t-k} como uma função da defasagem k , filtrado o efeito de todas as outras defasagens sobre Y_t e Y_{t-k} . A FACP é definida como a sequência de correlações entre $(Y_t$ e $Y_{t-1})$, $(Y_t$ e $Y_{t-2})$, $(Y_t$ e $Y_{t-3})$ e assim por diante, desde que os efeitos de defasagens anteriores sobre t permaneçam constantes. A FACP é calculada como o valor do coeficiente ϕ_{kk} na Equação 2:

$$Y = \phi_{k1} Y_{t-1} + \phi_{k2} Y_{t-2} + \phi_{k3} Y_{t-3} + \dots + \phi_{kk} Y_{t-k} + u_t \quad (2)$$

O modelo desenvolvido pela metodologia de BJ, conhecido como ARIMA, consiste basicamente de uma função

de regressão populacional para Y_t em que há apenas dois tipos de “variáveis explicativas”: a parte “autorregressiva”, que representa os valores passados de Y_t ; e a parte “médias móveis”, que representa valores presente e passado do distúrbio normal u_t (ou “inovação”). A forma geral do modelo (notação Box & Jenkins, 1976) é dado pela Equação 3:

$$Y = \phi_{k1} Y_{t-1} + \dots + \phi_p Y_{t-p} + u_t - \theta_1 u_{t-1} - \dots - \theta_q u_{t-q} \quad (3)$$

Em que:

p = a defasagem máxima de Y_t presente na equação;

q = a defasagem máxima de u_t (médias móveis) presente na equação;

ϕ_p e θ_q = os parâmetros (autorregressivos e médias móveis, respectivamente) do modelo a determinar.

O tipo (autorregressivo ou médias móveis) e a quantidade de parâmetros a serem usados nos modelos são determinados pela análise das FAC e FACP. Livros textuais como o de Morettin e Tolo (2006), mostram como é feita a escolha dos parâmetros por meio da análise das FAC e FACP. A classe de modelos ARIMA é extremamente flexível. Ela é capaz de produzir, com pouquíssimos parâmetros, ST com os comportamentos mais variados. Em geral, os modelos são apresentados na forma de equações que incluem os operadores B , que são operadores diferença, $B^k Y_t = Y_{t-k}$, de acordo com a Equação 4:

$$\phi(B) \Delta^d Z_t = \theta(B) a_t \quad (4)$$

Em que:

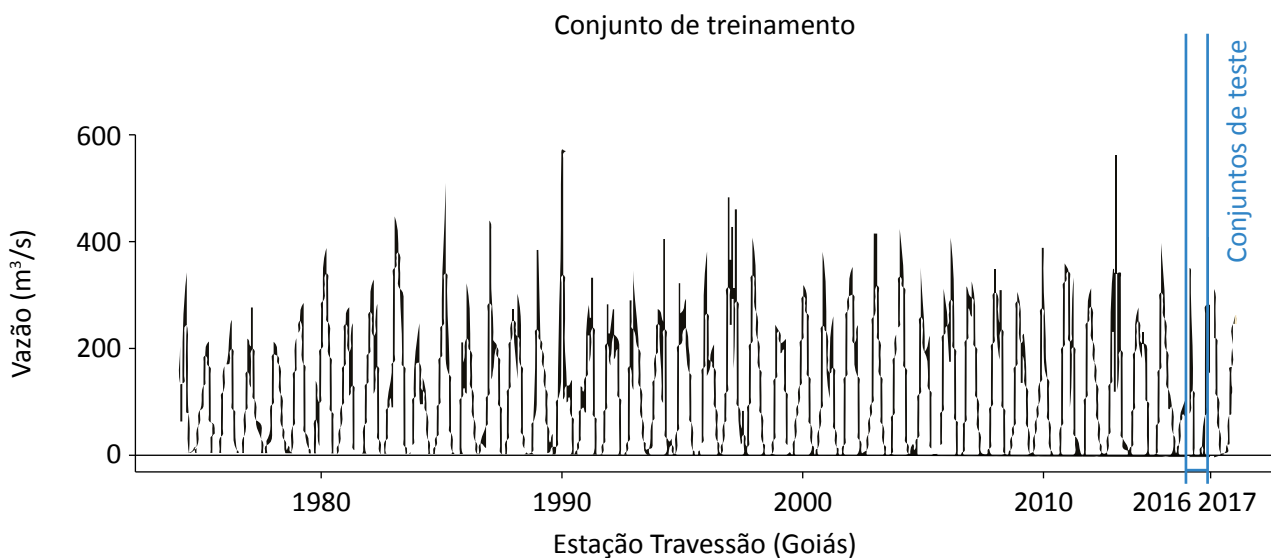


Figura 3 – Série de vazões mensais na estação Travessão (Goiás) de 1974 a 2017.

ϕ e θ = os parâmetros autorregressivos e médias móveis a serem estimados;

Redes neurais artificiais

As RNA são técnicas computacionais cujo funcionamento baseia-se na estrutura neural de seres vivos e que realizam tarefas de computação adquirindo conhecimento por meio de experiência, construída por um processo de aprendizagem, tendo como principais vantagens as características de adaptabilidade, generalização e tolerância a falhas (HAYKIN, 2001 *apud* BONFANTE *et al.*, 2013).

Considerado um método alternativo ao modelo ARIMA na previsão de ST, as RNA possuem variada característica destacável (HAYKIN, 2001; SMITH, 1996). Uma das principais é como um aproximador universal, ou seja, uma RNA pode estimar qualquer função contínua não linear com um bom grau de precisão (DU; HOU; LI, LAGARIS; LIKAS; FOTIADIS, 1998; ZHANG, 2003). Neste trabalho foi utilizada a rede tipo *perceptron* de múltiplas camadas (*multilayer perceptron* – MLP). Nesse tipo de rede, o sinal de entrada propaga-se para frente (*feedforward*), camada por camada, sendo em seguida retropropagado para a correção do erro (ajuste dos pesos sinápticos). Esse procedimento é repetido durante várias iterações até a finalização do treinamen-

$\Delta^d = (1 - B)^d$ = o operador diferença, utilizado para tornar a série estacionária, se necessário.

to (ZANETTI, 2008 *apud* BONFANTE *et al.*, 2013). A Figura 4 mostra um MLP *feedforward* com n entradas, uma camada oculta com m neurônios e um neurônio na camada de saída. Tal topologia de RNA é a mais comum na previsão de ST (KHANDELWAL & VERMA, 2015; ZHANG, 2003; ABHISHEK *et al.*, 2012). Para essa situação temos o seguinte modelo matemático (Equação 5):

$$\begin{cases} Z = b_{0j} + WX \quad j = 1, 2, \dots, m \\ y_t = b_{0t} + V\sigma(Z) + \varepsilon_t \end{cases} \quad (5)$$

Em que:

- $W = [w_{ij}]$ e $V = [v_{jt}]$ ($i=1, 2, \dots, m; j=1, 2, \dots, n$) = matrizes contendo os pesos sinápticos;
- $X = (x_1, x_2, \dots, x_n)^T$ = o vetor contendo os dados de entrada (nesse caso, são os elementos da série temporal);
- b_{0j} e b_{0t} são os bias;
- ε_t = o ruído branco em cada amostra;
- $\sigma(\cdot)$ = a função de ativação, que para problemas envolvendo ST é adotada a função logística (KHANDELWAL & VERMA, 2015; ZHANG, 2003).

Procedimentos utilizados na comparação entre redes neurais artificiais e modelos de séries temporais

Com base nas análises das FAC e FACP foram construídos dois modelos de ST para cada série, baseados em

períodos diferentes. Com o modelo da série de precipitações pluviométricas da estação Leverger (MT) de

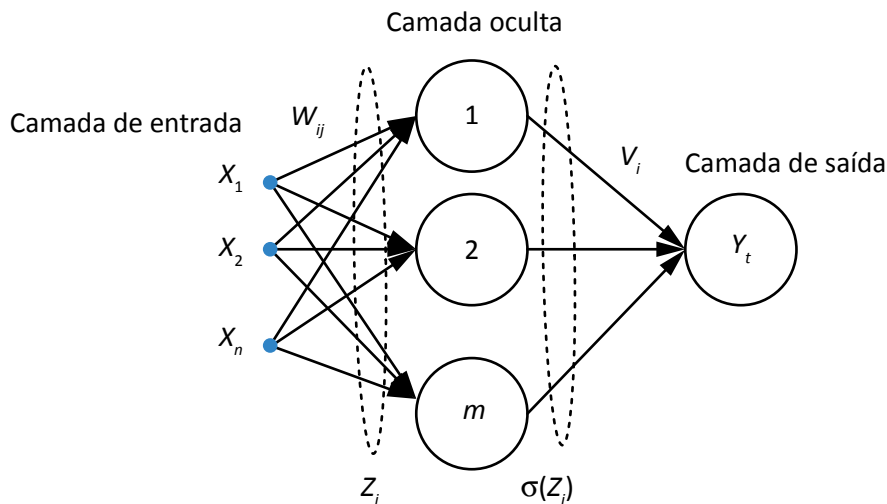


Figura 4 – *Perceptron* multicamada com uma camada oculta.

1969 a 2016 foram estimados 12 valores mensais para o ano de 2017. Para outro modelo ajustado na mesma série de 1969 a 2015 foram estimados 24 valores mensais para os anos de 2016 e 2017. Esses valores estimados foram comparados com os valores reais observados, de modo que se pôde avaliar a qualidade das previsões de cada modelo. Nesse caso, na avaliação de cada valor estimado (comparação com o valor observado) foram utilizados testes de hipóteses com base em intervalos de confiança de 95% (IC95%). O mesmo procedimento foi utilizado na série de vazões da estação Travessão (GO). Utilizando-se as mesmas séries utilizadas nas construções dos modelos de séries temporais

para as estações Leverger e Travessão como conjuntos de treinamento para RNA, foram realizadas 20 repetições ou simulações (previsões) de 12 e 24 meses para cada série: série de precipitações pluviométricas da estação Leverger, para o ano de 2017 (12 meses) e anos de 2016-2017 (24 meses); o mesmo procedimento foi repetido para a série de vazões da estação Travessão. Para representar as 12 e 24 previsões foram considerados os valores médios das 20 simulações realizadas para cada mês. Em seguida, esses valores foram comparados com as previsões feitas pelo método de BJ e calculada a raiz quadrada do erro quadrado médio (*root mean square error* – RMSE) para cada série.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com o exposto na metodologia, inicialmente foram consideradas as séries de precipitações pluviométricas e vazões até dezembro de 2016. Nesse caso, o ano de 2017 foi utilizado como conjunto de teste para validação dos modelos, ou seja, utilizado nas comparações dos valores observados com as previsões geradas pelos métodos de BJ e RNA. Em seguida, foram utilizadas as séries até dezembro de 2015 ficando os anos de 2016 e 2017 como conjuntos de teste (Figuras 2 e 3).

Nas Figuras 5 e 6 são apresentadas as FAC e FACP utilizadas na identificação dos modelos de séries temporais na metodologia de BJ. Pode-se observar, principal-

mente nas FAC das duas séries (Leverger e Travessão), a presença de uma componente sazonal provavelmente no *lag* 12.

As Equações 6 a 9 são os modelos de BJ ajustados para as precipitações pluviométricas da série Leverger e de vazões para a série Travessão. As Equações 7 e 9 são para as séries até dezembro de 2016; e as Equações 8 e 10 são para as séries até dezembro de 2015. Com os modelos das Equações 7 e 9 foram calculadas 12 previsões mensais para o ano de 2017; e com os modelos das Equações 8 e 10 foram calculadas 24 previsões mensais para os anos de 2016 e 2017. Nesses modelos,

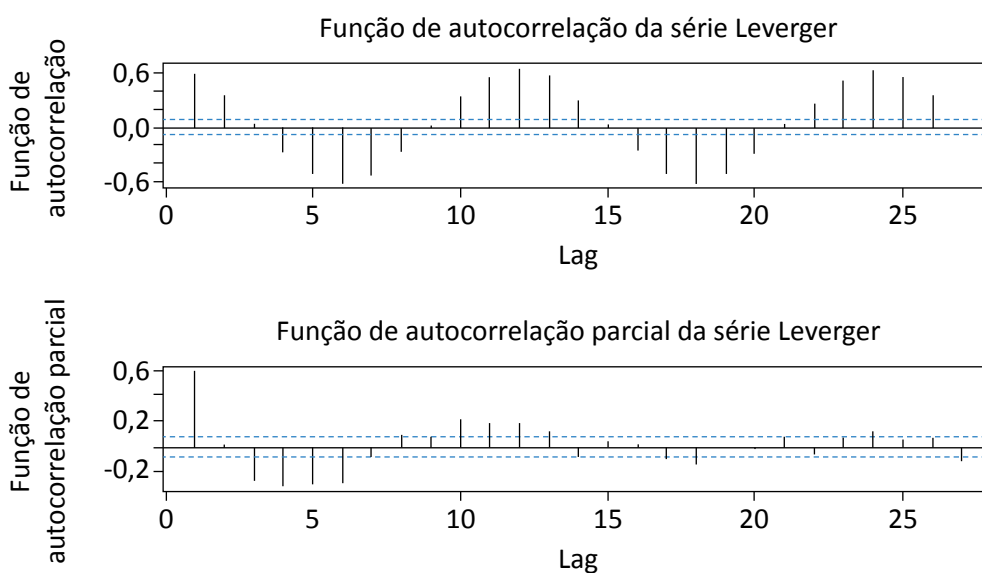


Figura 5 – Função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial para as precipitações mensais. Série Leverger.

Y_t indica a série (precipitação pluviométrica ou vazão), a_t , o ruído, B é o operador diferença, $B^k Y_t = Y_{t-k}$, é o nível descritivo e p é fornecido abaixo de cada estimativa dos parâmetros do modelo. Praticamente todos os parâmetros estimados foram significativos, com probabilidades de erro abaixo de 5%.

$$(1 - \underset{p < 0,002}{0,128B} - \underset{p < 0,022}{0,096B^2} - \underset{p < 0,031}{0,0907B^{10}} - \underset{p < 0,067}{0,1005B^{13}}) Y_t = (1 - \underset{p < 0,0001}{0,982B^{12}}) a_t \quad (6)$$

$$(1 - \underset{p < 0,0001}{0,141B} - \underset{p < 0,0205}{0,0992B^2} - \underset{p < 0,029}{0,0931B^{10}} - \underset{p < 0,0304}{0,0921B^{13}}) Y_t = (1 - \underset{p < 0,0001}{0,999^{12}}) a_t \quad (7)$$

$$(1 - \underset{p < 0,0001}{0,9982B^{12}}) Y_t = 119,35 + \underset{p < 0,0001}{(1 - 0,0815B^2)(1 + 0,9097B^{12})} a_t \quad (8)$$

$$(1 - \underset{p < 0,0001}{0,9987B^{12}}) Y_t = 116,3847 + \underset{p < 0,0001}{(1 - 0,1077B^2)(1 + 0,92655B^{12})} a_t \quad (9)$$

Depois de identificados os modelos e os parâmetros estimados, a verificação diagnóstica deve ser feita para garantir que os modelos são adequados. Isso pode ser feito usando o teste Box-Pierce ou Ljung-Box. Para verificação de diagnóstico, a hipótese nula é que os resíduos são independentes, com média igual a zero e

variância constante. O teste de Box-Pierce para todos os modelos apresentou valores de p (nível descritivo) maiores do que 0,05. Portanto, aceitamos a hipótese nula de que os resíduos são independentes e os modelos podem ser considerados adequados. Isso pode ser confirmado nos gráficos dos resíduos apresentados nas Figuras 7 e 8.

Nas Figuras 9 e 10 são apresentadas as previsões (em linha contínua azul) de 12 meses (2017) e 24 meses (2016 e 2017) estimadas a partir dos modelos de BJ para as séries de precipitação pluviométrica (Leverger) e vazões (Travessão). Foram utilizados IC95% (área cinza das Figuras 9 e 10) para cada estimativa. Para a realização dos testes de hipóteses com base nesses intervalos, foram plotados os valores observados (em linha tracejada azul) de precipitações pluviométricas e vazões. As conclusões apontam para a aceitação da hipótese — H_0 : não há diferença estatística entre μ (estimativa) e μ_0 (valor observado) —, pois todos os valores (estimados e observados) se encontram dentro do IC95%, exceto para fevereiro de 2016 e 2017 na estação Leverger e janeiro e novembro de 2016 para a estação Travessão.

As mesmas séries foram utilizadas na aplicação de RNA. Os resultados obtidos para os mesmos conjuntos de treinamento e conjunto de testes são apresentados a seguir. A Figura 11 mostra o desenho do modelo MLP da rede neural utilizada, com 12 entradas,

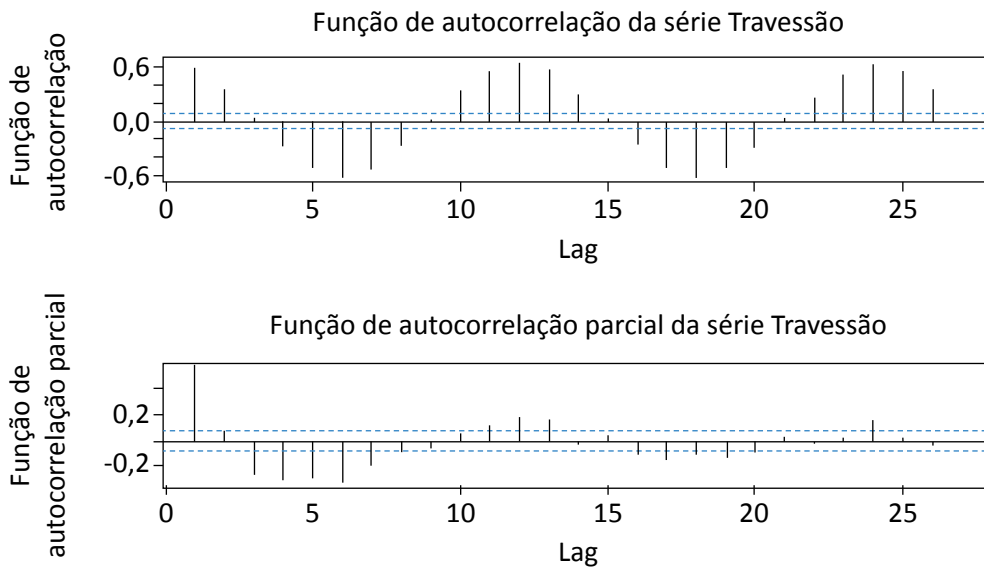


Figura 6 – Função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial para as vazões mensais. Série Travessão.

referentes aos meses de cada ano e 5 camadas ocul-tas. Foram feitas 20 repetições ou simulações (previsões) para cada série, para os anos de 2017 e 2016-2017. Os resultados são mostrados na Figura 12 para a série Leverger e na Figura 13 para a série Travessão. As linhas pretas representam as simulações e a linha azul mais grossa mostra as médias das 20 simulações feitas para cada mês. Essas médias foram considera-das as previsões de redes neurais, utilizadas nas com-parações entre os métodos.

Nas Figuras 14 e 15 são mostrados os resultados das previsões obtidas pelos métodos de BJ e redes neurais, além dos IC95% das estimativas dos modelos de BJ e os valores observados de precipitações pluviométricas e vazões. Com base nos IC95%, os testes de hipóteses para comparação dos valores individuais das previsões pelos modelos de BJ e pelo método RNA mostram não haver diferenças estatisticamente significativas entre eles, uma vez que todos os valores previstos estão in-seridos dentro do IC95%. Ou seja, pode-se considerar,

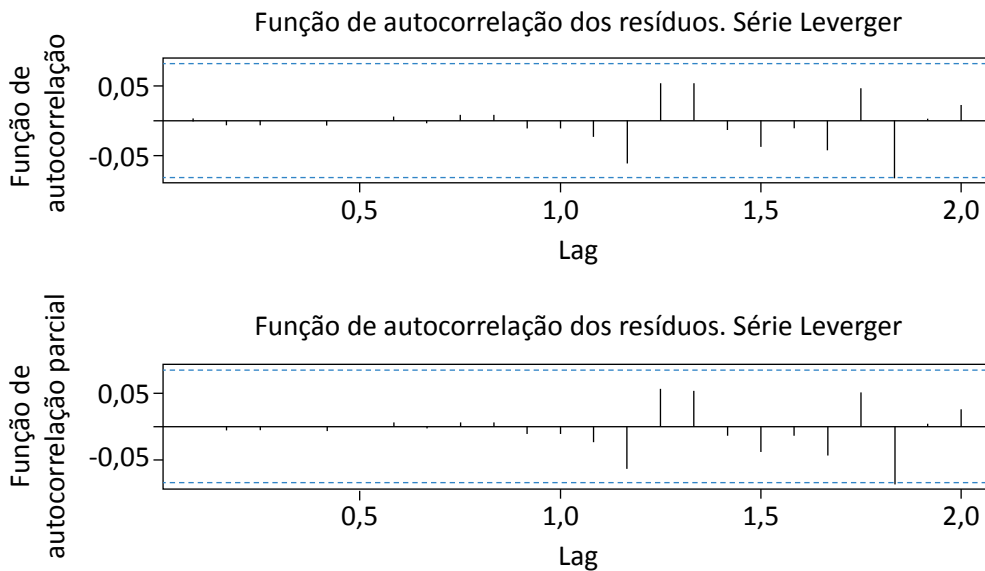


Figura 7 – Função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial dos resíduos para as precipitações mensais. Série Leverger.

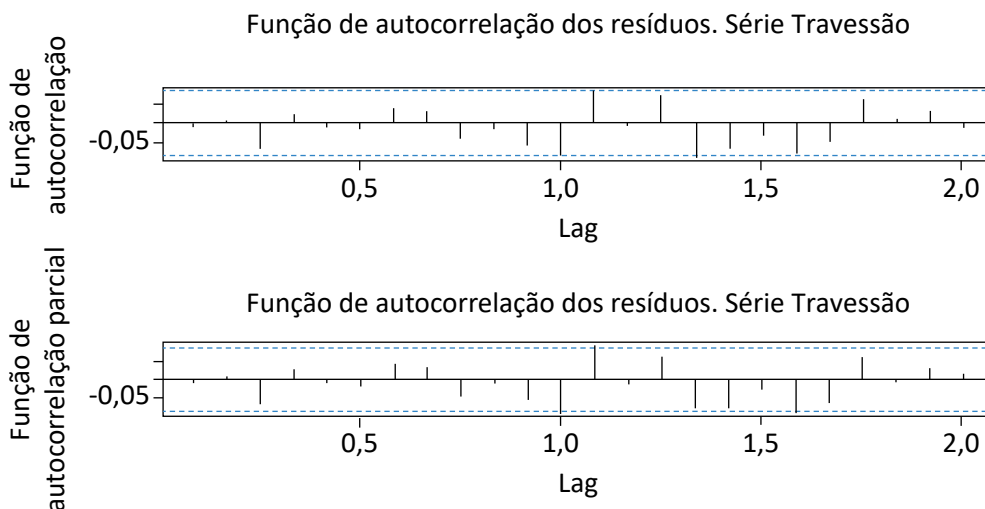


Figura 8 – Função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial dos resíduos para as vazões mensais. Série Travessão.

com risco de erro de menos de 5%, que as previsões obtidas por redes neurais e modelos de BJ não apresentam diferenças estatisticamente significativas. Quando as previsões obtidas por RNA e BJ são comparadas com os valores observados, com exceção do mês de janeiro de 2017 para precipitações pluviométricas e dos meses de janeiro e novembro de 2017 para vazões, as diferenças são estatisticamente não significativas, ou seja, os dois modelos conseguem realizar boas previsões, mesmo para séries com grande variabilidade, como as que foram analisadas.

Muitos trabalhos que se propuseram a comparar a metodologia de BJ com o método RNA utilizaram o RMSE como medida de comparação da performance das previsões obtidas por cada método. Por exemplo, Khandelwal e Verma (2015) compararam previsões de BJ e RN em quatro ST (*Lynx*, *Exchange rate*,

Indian mining e *US temperature*). Em duas dessas séries (*Indian mining* e *US temperature*, com 30 e 60 previsões, respectivamente) o modelo BJ apresentou RMSE menor do que o método de redes neurais. Nas séries *Lynx* e *Exchange rate*, com 14 e 52 previsões, respectivamente, o método RMSE da RNA foi menor. Shuhaili Safee e Sabri Ahmad (2014) utilizaram série de índices climáticos em Sitiawan, Perak, Malásia, na comparação de previsões obtidas com vários métodos estatísticos, incluindo modelos de BJ e redes neurais. Os modelos BJ apresentaram menores RMSE e erro percentual médio absoluto (MAPE) tanto na parte de treinamento da série quanto no conjunto de teste ou avaliação. Neste trabalho, a Tabela 1 mostra que em todos os casos os modelos baseados na metodologia de BJ apresentaram RMSE de previsões menores do que a RNA. Pode-se observar que, em geral, nos gráficos das Figuras 14 e 15,

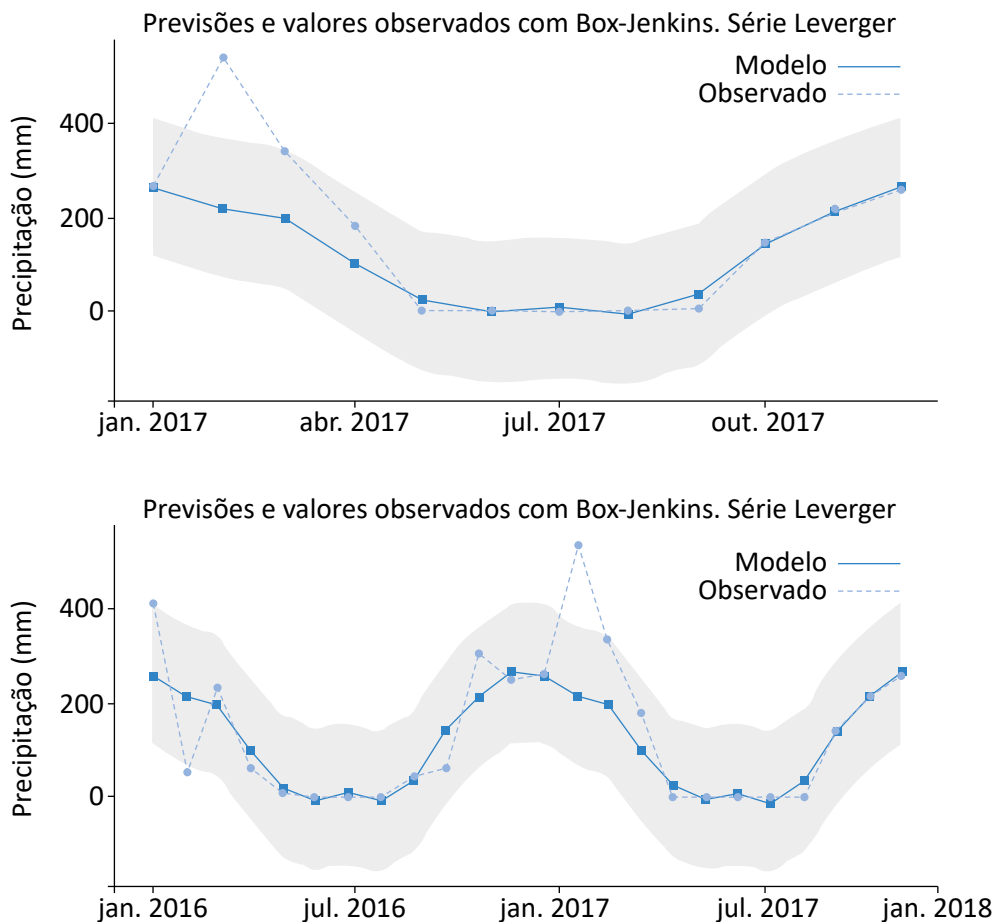


Figura 9 – Previsões com modelo Box-Jenkins e valores observados para precipitação pluviométricas na estação Leverger para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo) com intervalo de confiança de 95% (área cinza).

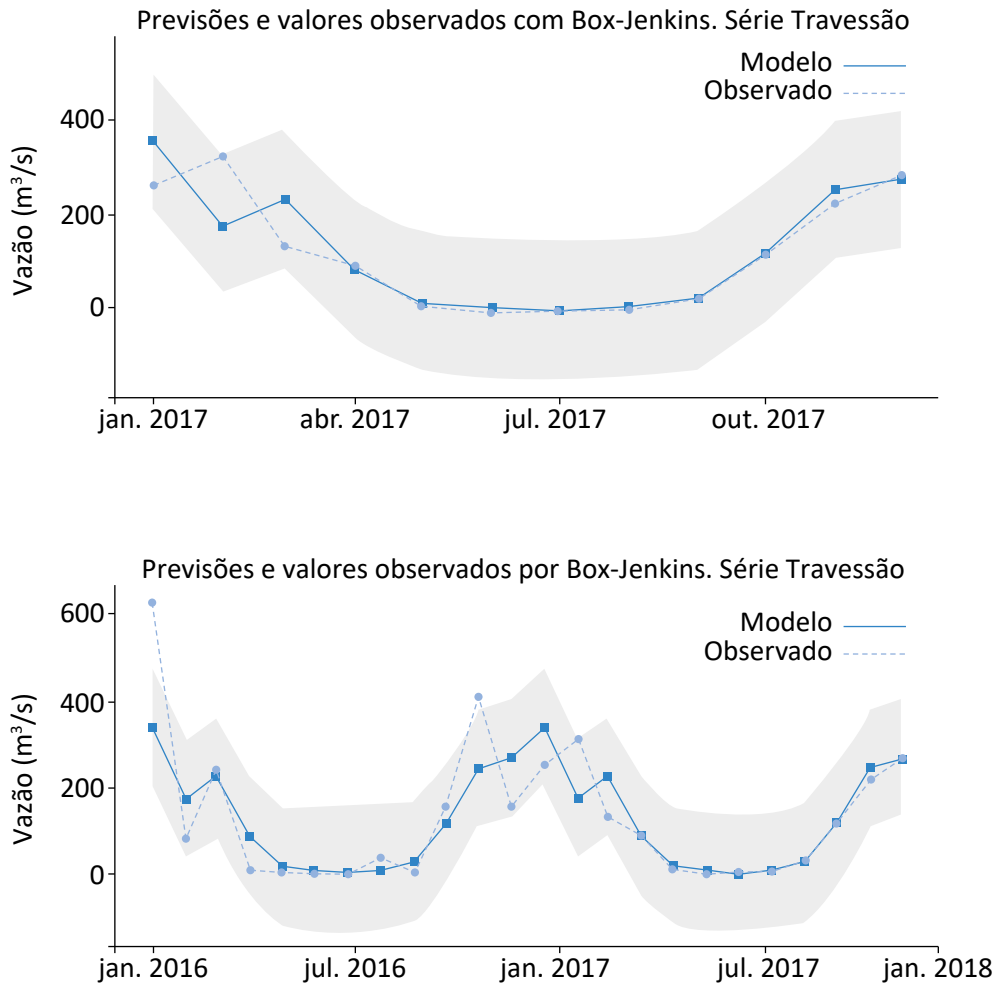


Figura 10 – Previsões com modelo Box-Jenkins e valores observados para vazões na estação Traversão para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo) com intervalo de confiança de 95% (área cinza).

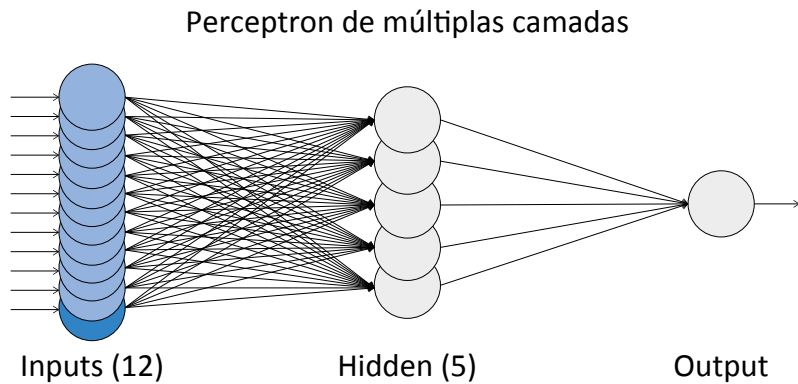


Figura 11 – Diagrama do modelo perceptron de múltiplas camadas (MLP) da rede neural utilizada, com 12 entradas e 5 camadas ocultas.

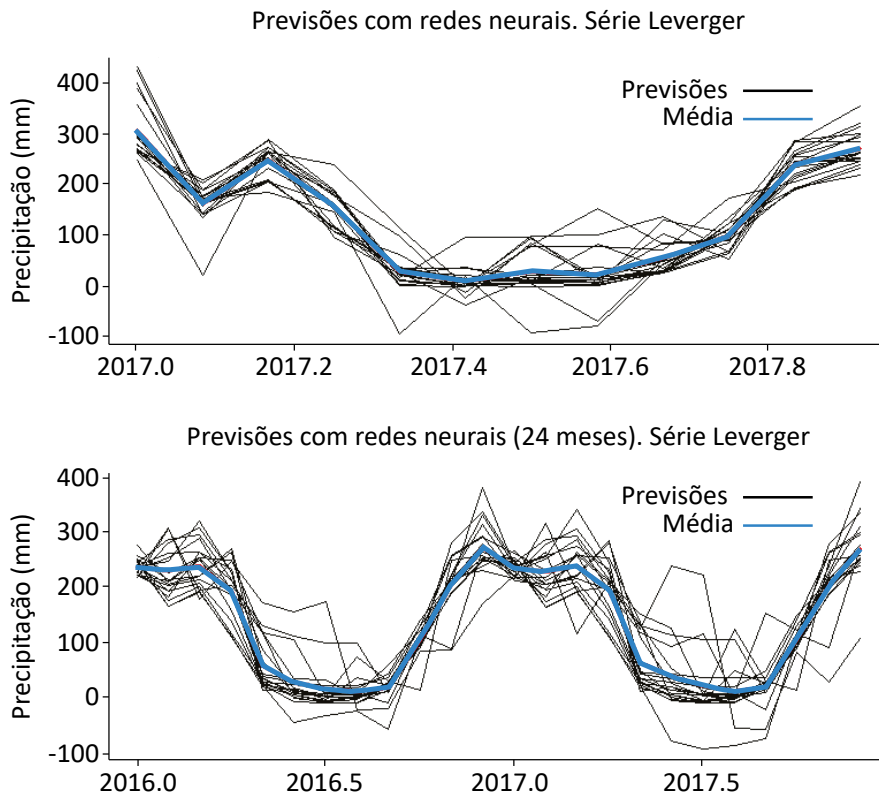


Figura 12 – Previsões com redes neurais artificiais para precipitações na estação Leverger para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo).

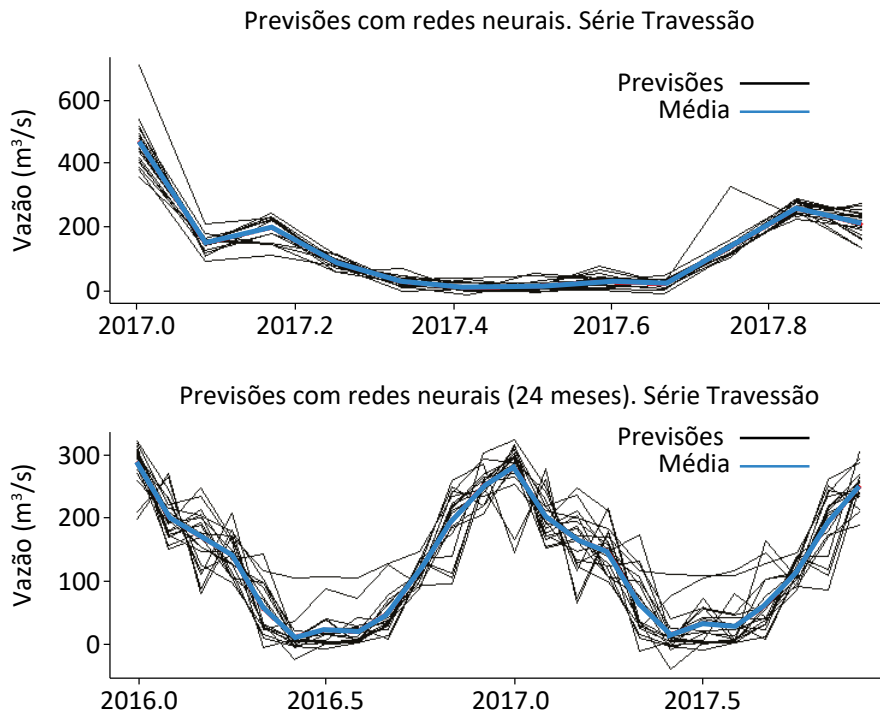


Figura 13 – Previsões com redes neurais artificiais para vazões na estação Travessão para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo).

as estimativas obtidas por BJ estão mais próximas dos valores observados em relação às de RNA. Na

estação Travessão as vazões apresentaram menores RMSE de previsões nos dois métodos.

CONCLUSÕES

Os resultados deste trabalho mostram que previsões obtidas por redes neurais com o método MLP e modelos de BJ não apresentam diferenças estatisticamente significativas, além de se obter boas previsões na utilização desses métodos. As comparações baseadas em valores médios como RMSE ou MAPE podem não retratar com precisão a comparação entre os métodos, uma vez que médias podem ser influenciadas por valores extremos. Nesse sentido, a média só representa adequadamente conjuntos com distribuições simétricas, ou seja, sem a presença de valores extremos. A RMSE, por exemplo, apresenta a tendência de penalizar grandes erros de previsão mais do que outras me-

didias. Por isso se considera a medida mais apropriada para determinar os métodos que apresentam grandes erros.

Entretanto, a escolha da metodologia a ser utilizada deve considerar alguns aspectos relevantes de cada método. Se a preferência for pela metodologia de BJ, é importante que se tenha capacitação em métodos estatísticos. Os métodos estatísticos de ST são limitados pelos pressupostos subjacentes do modelo, como estacionariedade, sazonalidade ou duração da série temporal. O uso de modelos probabilísticos em ST permite que se tenha, em qualquer caso, uma medida da

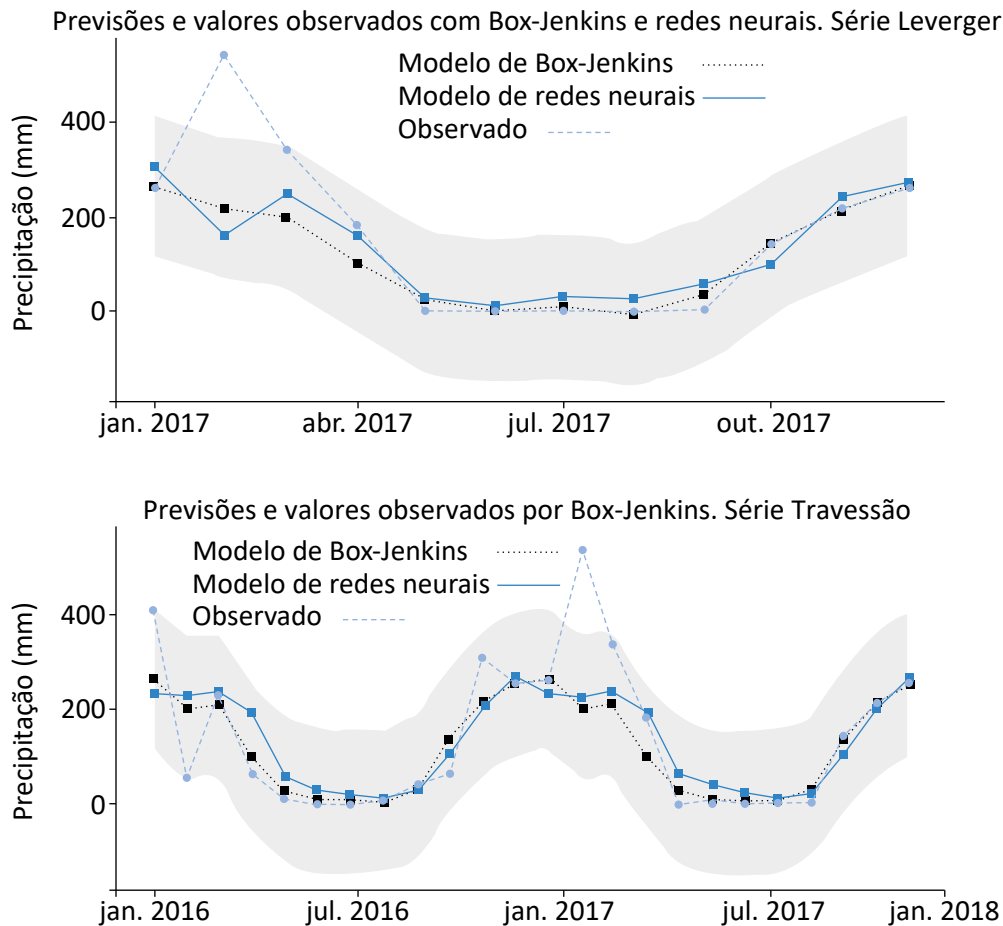


Figura 14 – Previsões com Box-Jenkins e redes neurais artificiais para precipitações na estação Leverger para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo). Em cinza, intervalo de confiança de 95%.

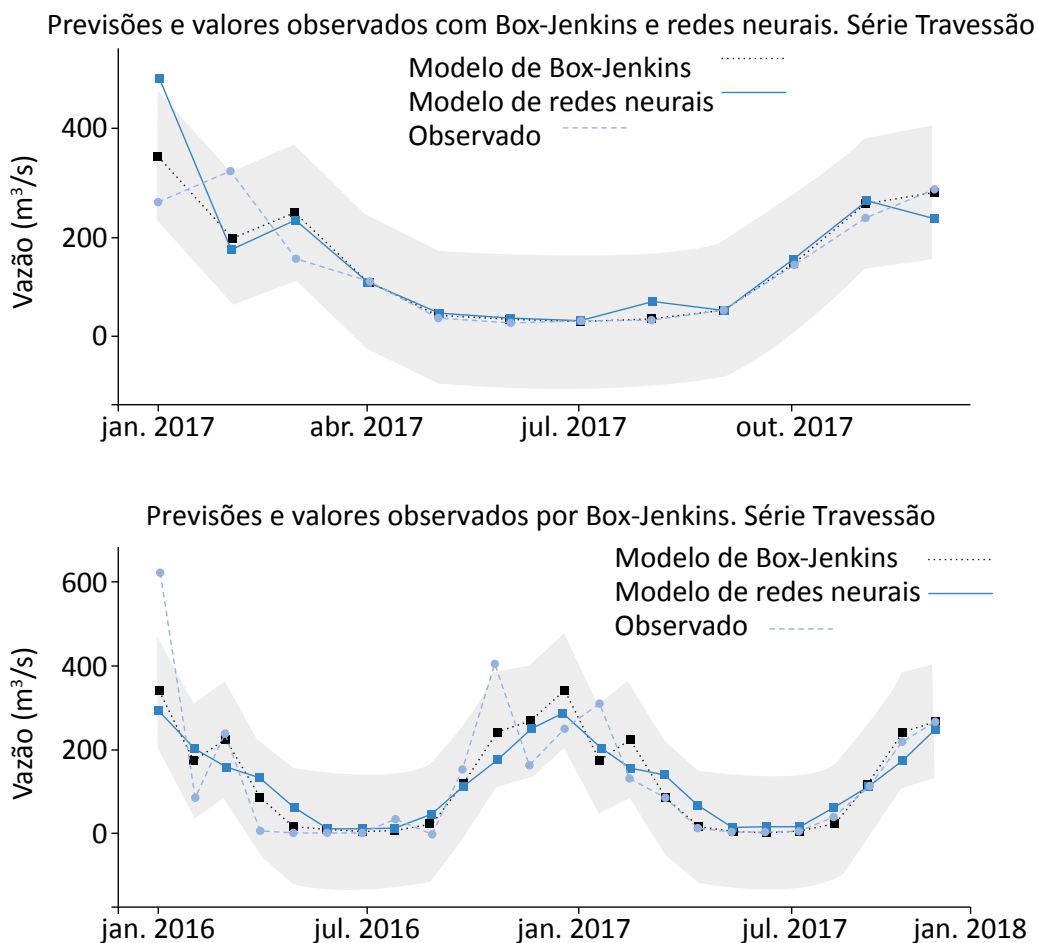


Figura 15 – Previsões com Box-Jenkins e redes neurais artificiais para vazões na estação Travessão para 2017 (acima) e 2016-2017 (abaixo). Em cinza, intervalo de confiança de 95%.

Tabela 1 - Medidas dos erros (RMSE) nas previsões para cada modelo.

Estação	Tipo de modelo	Número de previsões (ano)	Erro (RMSE)
Leverger	Box-Jenkins (Equação 1)	12 (2017)	105,5486
	Redes neurais (MLP)		116,5135
	Box-Jenkins (Equação 2)	24 (2016 e 1017)	91,7132
	Redes neurais (MLP)		94,7158
Travessão	Box-Jenkins (Equação 3)	12 (2017)	55,3284
	Redes neurais (MLP)		93,1440
	Box-Jenkins (Equação 4)	24 (2016 e 1017)	85,4241
	Redes neurais (MLP)		94,1989

RMSE: root mean square error; MPL: multilayer perceptron.

incerteza nas previsões obtidas. É preferível, ainda que se tenha experiência nessa área, uma vez que séries com alta variabilidade apresentam maior grau de dificuldade na modelagem. Modelos de redes neurais, ao contrário, não têm as limitações dos modelos estatísticos incluindo ruído, amostragem irregular ou tama-

nho da série temporal, mas podem apresentar outras desvantagens, tais como o tempo computacional e dificuldade de fornecer explicações sobre os dados. Sendo um método de inteligência artificial que não usa modelos estatísticos, não se tem uma medida de incerteza das previsões.

REFERÊNCIAS

- ABHISHEK, K.; SINGH, M. P.; GHOSH, S.; ANAND, A. Weather Forecasting Model Using Neural Network. *Procedia Technology*, v. 4, p. 311-318, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2012.05.047>
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2005.
- BONFANTE, A.; VENTURA, T.; OLIVEIRA, A.; MARQUES, H.; OLIVEIRA, R.; MARTINS, C.; FIGUEIREDO, J. Uma abordagem computacional para preenchimento de falhas em dados micro meteorológicos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 27, p. 61-70, 2013. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/299>. Acesso em: 10 jan. 2018.
- BOX, G. E. P.; JENKINS, G. *Time series analysis, forecasting and control*. San Francisco: Holden-Day, 1976.
- CAMARGOS, V. P.; CÉSAR, C. C.; CAIAFFA, W. T.; XAVIER, C. C.; PROIETTI, F. A. Multiple imputation and complete case analysis in logistic regression models: a practical assessment of the impact of incomplete covariate data. *Cadernos Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 27, n. 12, p. 2299-2313, dez. 2011. <https://doi.org/10.1590/s0102-311x2011001200003>
- CHECHI, L.; SANCHES, F. O. Análise de uma Série Temporal de Precipitação para Erechim (RS) e um Possível Método de Previsão Climática. *Ambiência*, v. 9, n. 1, p. 43-55, 2013. <https://doi.org/10.5777/ambiencia.2013.01.03>
- CHOON, O. H. & CHUIN, J. L. T. A comparison of Neural Network Methods and Box-Jenkins Model in Time Series Analysis. *In: IASTED INTERNATIONAL CONFERENCE, ADVANCES IN COMPUTER SCIENCE AND TECHNOLOGY, 4., 2008, Langkawi. Anais...* 2008.
- DU, L. M.; HOU, Z. Q.; LI, Q. H. Optimum blockadaptive learning algorithm for error back-propagation networks, *IEEE Transactions on Signal Processing*, v. 40, n. 12, p. 3032-3042, 1992. <https://doi.org/10.1109/78.175746>
- HAYKIN, S. *Redes Neurais: Princípios e Práticas*. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.
- HO, S. L.; XIE, M.; GOH, T. N. A Comparative Study of Neural Network and Box-Jenkins ARIMA Modeling in Time Series Prediction. *Computer & Industrial Engineering*, v. 42, n. 2-4, p. 371-375, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0360-8352\(02\)00036-0](https://doi.org/10.1016/S0360-8352(02)00036-0)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico de 2010*. IBGE, 2010. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 10 mar. 2017.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Intergovernmental Panel on Climate Change 2014: Summary for Policymakers. *In: FIELD, C. B. et al. (orgs.). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014. p. 1-32, 2014. Disponível em: <www.ipccwg2.gov/AR5/images/uploads/WG2AR5_SPM_FINAL.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2017.

- KHANDELWAL, I. R. A. & VERMA, G. Time Series Forecasting using Hybrid ARIMA and ANN Models based on DWT Decomposition. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON INTELLIGENT COMPUTING, COMMUNICATION & CONVERGENCE*, 2015, Índia. *Procedia Computer Science*, v. 48, p. 173-179, 2015.
- LAGARIS, I. E.; LIKAS, A.; FOTIADIS, D. I. Artificial Neural Network for Solving Ordinary and Partial Differential Equations. *IEEE Transactions on Neural Network*, v. 9, n. 5, p. 987-1000, 1998. <https://doi.org/10.1109/72.712178>
- LIRA, F. & CARDOSO, A. Estudo de tendência de vazões de rios das principais bacias hidrográficas brasileiras. *Revista Brasileira De Ciências Ambientais*, n. 48, p. 21-37, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180273>
- LÚCIO, P.S.; SILVA, F.D.S.; FORTES, L.T.G.; SANTOS, L.A.R.; FERREIRA, D.B.; SALVADOR, M.A.; BALBINO, H.T.; SARMANHO, G.F.; SANTOS, L.S.F.C.; LUCAS, E.W.M.; BARBOSA, T.F.; DIAS, P.L.S. Um Modelo Estocástico Combinado de Previsão Sazonal Para a Precipitação no Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 25, n. 1, p. 70-87, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862010000100007>
- MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, C. A. Mudanças climáticas e recursos hídricos. *In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (orgs.). Águas do Brasil: análises estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. 224 p. cap. 12. Disponível em <<http://abc.org.br/IMG/pdf/doc-818.pdf>>. Acesso em: 10 jun. 2017.
- MORETTIN, P. A. & TOLOI, C. M. C. *Análise de Séries Temporais*. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2006.
- NUNES, L. N.; KLÜCK, M. M.; FACHEL, M. G. Uso da imputação múltipla de dados faltantes: uma simulação utilizando dados epidemiológicos. *Cadernos Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 268-278, 2009.
- SAFEER, S. & AHMAD, S. Comparing the Univariate Modeling Techniques, Box-Jenkins and Artificial Neural Network (ANN) for Measuring of Climate Index. *Applied Mathematical Sciences*, v. 8, n. 32, p. 1557-1568, 2014. <http://dx.doi.org/10.12988/ams.2014.4150>
- SILVEIRA, C.; SOUZA FILHO, F.; VASCONCELOS JUNIOR, F.; ARAÚJO JUNIOR, L.; CABRAL, S. Mudanças climáticas e o setor hidroelétrico brasileiro: uma análise com base em modelos do IPCC-AR5. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 46-60, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180210>
- SMITH, L. *An introduction to neural network*. 1996. Disponível em: <<http://www.cs.stir.ac.uk/~lss/NNIntro/InvSlides.html>>. Acesso em: 10 jun. 2017.
- TEALAB, A.; HEFNY, H.; BADR, A. Forecasting of Nonlinear Time Series Using ANN. *Future Computing an Informatics*, v. 2, n. 1, p. 39-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.fcij.2017.05.001>
- THE R PROJECT FOR STATISTICAL COMPUTING. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2017.
- ZHANG, G. P. Time Series Forecasting Using a Hybrid ARIMA and Neural Network Model. *Neurocomputing*, v. 50, p. 159-175, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0925-2312\(01\)00702-0](https://doi.org/10.1016/S0925-2312(01)00702-0)



APLICAÇÃO DE ANÁLISE MULTIVARIADA PARA A CONSTRUÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS NA RELAÇÃO ENTRE PRECIPITAÇÃO E DESLIZAMENTOS

APPLICATION OF MULTIVARIATE ANALYSIS FOR THE CONSTRUCTION OF ENVIRONMENTAL
INDICATORS ON THE RELATIONSHIP BETWEEN PRECIPITATION AND LANDSLIDES IN
THE ASSESSMENT OF SOCIO-ENVIRONMENTAL VULNERABILITY

Ricardo Brambila Bosco 

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal do ABC (UFABC) – São André (SP), Brasil.

Andrea de Oliveira Cardoso 

Professora do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS), UFABC – São André (SP), Brasil.

Andrea Ferraz Young 

Pesquisadora no Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) – São José dos Campos (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Ricardo Brambila Bosco –
Avenida dos Estados, 5001 –
Santa Terezinha – CEP 09210-580 –
São André (SP), Brasil –
E-mail: ricardobrb@hotmail.com

Recebido em: 13/05/2019

Aceito em: 26/08/2019

RESUMO

Este trabalho avaliou a vulnerabilidade socioambiental à ocorrência de deslizamentos em uma área da Região Metropolitana do Vale do Paraíba, no estado de São Paulo, através da construção de índices ambientais e socioeconômicos, visando à criação de um índice sintético, denominado índice de vulnerabilidade geral (IVG). Consideraram-se indicadores obtidos através do Censo Demográfico de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, de séries históricas pluviométricas da Agência Nacional de Águas e de registros de ocorrências de deslizamentos (1990 a 2016). O método estatístico de análise de componentes principais foi utilizado para obter um indicador que representasse a relação entre a precipitação e as ocorrências de deslizamentos. A partir de todos os indicadores, construíram-se os índices de vulnerabilidade ambiental e social, obtendo-se assim o IVG. Os resultados mostraram um índice muito elevado de vulnerabilidade nas regiões de Campos do Jordão e Natividade da Serra devido, principalmente, à contribuição dos indicadores de chuva-deslizamento e socioeconômicos, respectivamente.

Palavras-chave: análise de componentes principais; região metropolitana do Vale do Paraíba; movimento de massa.

ABSTRACT

This work evaluated the socio-environmental vulnerability to the occurrence of landslides in the Paraíba Valley Metropolitan Region, São Paulo state, through the construction of environmental and socioeconomic indices, aiming at the creation of a synthetic index called the General Vulnerability Index (GVI). Indicators obtained in the Demographic Census (2010) from Brazilian Institute of Geography and Statistics were used. The rainfall data and the records of landslides (1990-2016) were obtained at the National Water Agency. The statistical method of Principal Components Analysis to obtain an indicator that represented the relationship between precipitation and landslides. Based on these indicators, the environmental (EVI) and social vulnerability indexes (SVI) were constructed, providing the GVI. In the results, a very high vulnerability index value can be observed in Campos do Jordão and Natividade da Serra regions, due to the contribution of rainfall-landslide and socioeconomic indicators, respectively.

Keywords: principal component analysis; Paraíba Valley metropolitan region; mass movement.

INTRODUÇÃO

Nessas últimas décadas, tornaram-se evidentes as transformações nos ambientes naturais impostas pelas atividades humanas, trazendo consigo melhorias e benfeitorias, mas também problemas gerados pelos impactos produzidos por desastres, por conta da interferência do ser humano em seu território, tais como a retirada de cobertura vegetal, a ocupação de áreas fluviais, entre outras. Esses problemas afetam sobretudo populações vulneráveis, que não possuem habilidades e/ou capacidades de absorção e recuperação de eventos perigosos (SANTOS, 2015).

O aumento da desigualdade socioeconômica, a deficiência dos serviços de saúde pública, a ineficiência da governança, entre outros aspectos, podem aumentar a vulnerabilidade dentro de um grupo de indivíduos (ADGER *et al.*, 2004). O conceito de vulnerabilidade é estudado por várias áreas da ciência, entre elas a ambiental, a social, a econômica, a climática e a cultural.

De acordo com Londe *et al.* (2018), a segregação e a exclusão continuaram a ser uma realidade brasileira nos séculos XX e XXI, tendo como consequência os desastres socioambientais, que se expressam pela superposição espacial de problemas sociais e ambientais e explicam a relação entre os piores indicadores socioeconômicos e os riscos de inundações e deslizamentos de terra.

Um dos desafios para a redução da vulnerabilidade na América Latina e no Caribe é como provocar diálogos entre governos, cientistas, mídia, instituições privadas, organizações não governamentais (ONGs) e cidadãos, onde os desastres sejam vistos como pontos centrais em suas vidas sociais, políticas e econômicas, e não como eventos que acontecem sem uma causa profunda em seus hábitos e costumes (MARCHEZINI *et al.*, 2017).

Em um estudo elaborado por Cutter, Boruff e Shirley (2003) sobre vulnerabilidade relacionada a riscos ambientais são demonstradas algumas perspectivas distintas que podem ser trabalhadas e que ainda são consideradas referências nos dias atuais, diante da problemática vivenciada pela sociedade no que diz respeito aos perigos e riscos socioambientais. O conhecimento sobre demografia populacional e as condições de vida em áreas de risco são cruciais para o gerenciamento de risco e resposta a desastres (DE ASSIS DIAS *et al.*, 2018).

Segundo Markovic *et al.* (2017), a vulnerabilidade é descrita como uma função de três componentes: perigo, exposição/sensibilidade e capacidade adaptativa, sendo que essa última pode ser caracterizada como a capacidade de um sistema (indivíduo, sociedade, economia, infraestrutura etc.) se ajustar a forças externas (perigos, eventos extremos), regular os impactos negativos, lidar com as consequências e aproveitar as oportunidades.

Para Cardona (2004), vulnerabilidade é a disposição preestabelecida ou a fragilidade física, econômica, política ou social, em que uma comunidade pode ser atingida ou sofrer algum dano no caso de um evento de origem natural ou antrópica. O autor discute que na maioria das vezes não é necessário haver um desastre “natural” para que o indivíduo seja considerado vulnerável, pois esse processo pode decorrer de outros fatores, por exemplo, dificuldades de acesso a informações e serviços públicos de qualidade (educação, saneamento e saúde, segurança, renda, habitação, transporte).

Na análise e gestão de riscos ambientais, foi apontada a importância de se avaliar além dos aspectos físicos, considerando os contextos e as causas sociais, pois havia um distanciamento, nas décadas passadas, entre os riscos de desastres naturais e a vulnerabilidade social. Isso ocorria em função de uma visão tecnocrática que estabelecia que os desastres deveriam ser considerados eventos extremos físicos que requeriam soluções tecnológicas (Aledo; Sulaiman, 2015).

A vulnerabilidade socioambiental urbana, na maioria dos casos, pode estar relacionada à segregação espacial urbana e aos processos de desigualdade social, relacionados (ou não) ao crescimento demográfico. Esses processos podem expor, principalmente as populações mais pobres, a um estado de vulnerabilidade, especialmente nas áreas públicas de preservação ou nas áreas periféricas, com pouca e/ou nenhuma infraestrutura de bens e serviços públicos para um atendimento adequado (Souto Maior; Candido, 2014).

Segundo Cabral e Cândido (2019), há uma contradição marcante no fenômeno da urbanização, pois o crescimento das cidades não está alinhado ao desenvolvimento urbano, causando aumento da vulnerabilidade, tanto em termos do habitat humano quanto do

ambiente construído, e conseqüentemente diminuindo as capacidades de resiliência sociais e ecológicas.

No Brasil, a segunda metade do século XX foi marcada por um processo de urbanização acelerado, pelo menos em parte do território, principalmente nas zonas periféricas das cidades, que passaram a expressar problemas distintos, relacionados sobretudo ao adensamento populacional, degradação da paisagem, poluição do ar, água e solo e alterações nas características da atmosfera local, que podem ter levado a alterações climáticas locais e até globais, elevando os níveis de vulnerabilidade de sistemas, populações e indivíduos (ZANELLA, 2008).

Um aumento na frequência e intensidade de eventos climáticos extremos tem levado a considerar que eles podem incrementar as potenciais ameaças em áreas ambientalmente e socialmente vulneráveis (IPCC, 2014; VALVERDE, 2017). Existem projeções de cenários climáticos que confirmam o aumento da frequência, intensidade e duração dos eventos extremos, tais como chuvas intensas, tempestades e secas. Muitos eventos de chuva intensa causam deslizamentos de terra e inundações (MENDES *et al.*, 2018; IPCC, 2014) e podem gerar desastres de diferentes impactos.

Assim sendo, é fundamental conduzir estudos que relacionem os diversos fatores envolvidos, reconhecendo que são dinâmicos, por exemplo, os processos de urbanização e as alterações ambientais mudam ao longo do tempo, assim como seus impactos. Essa questão é relevante diante do quadro de suscetibilidade do ambiente (natural e construído) degradado, e de uma população de baixa renda vivendo em áreas periféricas sem infraestrutura adequada e sem acesso a serviços básicos como educação, saúde e transporte.

O entendimento da base conceitual sobre a vulnerabilidade e a aplicação de indicadores e índices, que representem as características e condições ambientais e socioeconômicas da Região Metropolitana do Vale do

Paraíba (RMVP), podem auxiliar na avaliação da vulnerabilidade socioambiental relacionada aos riscos de deslizamentos ocorridos nessa área.

Em seus estudos, Vincent (2004) avalia empiricamente os níveis relativos de vulnerabilidade social às variações induzidas pelas mudanças climáticas na disponibilidade de água, permitindo fazer uma comparação entre países na África, através da agregação de indicadores para construir um índice.

Kaly, Pratt e Mitchell (1999) desenvolveram um índice de vulnerabilidade ambiental que pode ser calculado na escala de países, através de pontuações (*scores*), com o objetivo de classificá-los e fornecer uma expressão única de suas vulnerabilidades ambientais relativas, sendo obtido um índice de vulnerabilidade ambiental.

Assim, o presente trabalho considerou um recorte, como estudo de caso, a sub-região 2 da RMVP, pelo fato de possuir municípios com considerável número de episódios de deslizamentos de terra, especialmente Campos do Jordão, onde 33% da população do município se encontra em áreas de risco, sendo que 2,6% se situam em setores de risco de escorregamento com grau muito alto (ANDRADE; BROLLO, 2015).

Portanto, este estudo teve como objetivo principal avaliar a vulnerabilidade socioambiental da sub-região 2 da RMVP relativa à ocorrência de eventos geológicos, especificamente os deslizamentos deflagrados por chuvas. Para alcançar tal objetivo, utilizou-se indicadores, construídos a partir de variáveis socioeconômicas e ambientais, que originaram os índices de vulnerabilidade socioambiental através da combinação das metodologias de Vincent (2004) e Kaly, Pratt e Mitchell (1999).

O destaque no presente trabalho é a construção de um indicador chuva-deslizamento através do método estatístico da análise de componentes principais (ACP), que foi utilizado para estimar a vulnerabilidade da área de estudo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Localizada entre as serras da Mantiqueira e do Mar, a RMVP, em sua porção paulista, encontra-se a leste do estado, composta por 39 municípios (Figura 1), sen-

do eixo de ligação entre os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Possui um importante e diversificado polo industrial, com metalúrgicas, mecânicas, quí-

micas, alimentos e vestuário, muitas delas agrupadas à margem da Rodovia Presidente Dutra (EMPLASA, 2013).

A RMVP é dividida em três unidades de relevos predominantes — Serra do Mar, Serra da Mantiqueira e Vale do Paraíba do Sul —, formadas por duas grandes unidades geológicas: o escudo cristalino e a bacia sedimentar (AB'SÁBER, 1958). As duas serras transformam o vale em um longo corredor e cria condições propícias para a concentração de chuvas, podendo gerar eventos como deslizamentos, erosões e inundações. O município de Campos do Jordão destaca-se por uma frequência significativa de eventos pluviométricos associados a deslizamentos e movimentos de massa (SANTOS, 2007; ANDRADE; BROLLO, 2015).

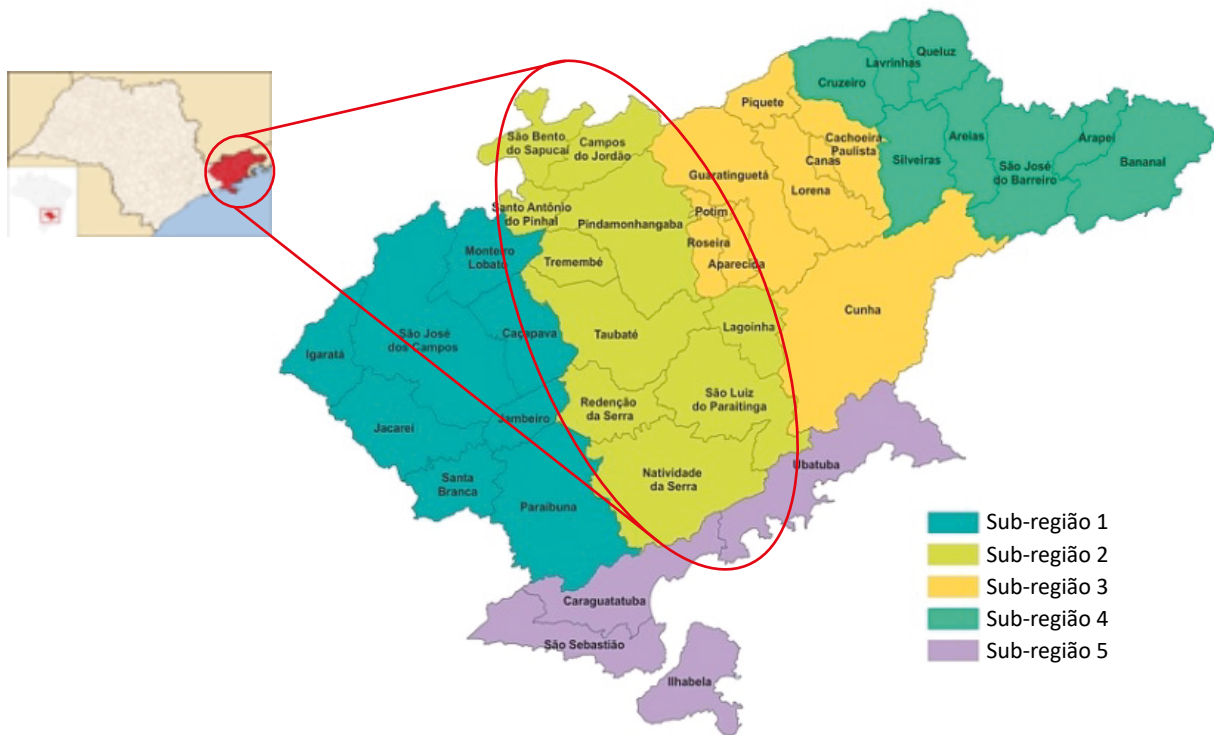
A RMVP foi criada em 2012, por meio da Lei Complementar nº 1.166/12 (SÃO PAULO, 2012), e está dividida em cinco sub-regiões (Figura 1) que apresentam características sociais, econômicas e ambientais distintas (EMPLASA, 2013).

A sub-região 2, objeto deste estudo, é composta de dez municípios: Campos do Jordão, Lagoinha, Nativi-

dade da Serra, Pindamonhangaba, Redenção da Serra, Santo Antônio do Pinhal, São Bento do Sapucaí, São Luís do Paraitinga, Taubaté e Tremembé.

No presente estudo foram considerados os mapeamentos de suscetibilidade dos municípios da sub-região 2 para demonstrar as características do meio físico, disponibilizados pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2010) e pelo Instituto Geológico/Secretaria de Meio Ambiente (SÃO PAULO, 2014), a partir de mapas temáticos de hipsometria (Figura 2A) e de declividade (Figura 2B).

De acordo com a classificação da hipsometria e da declividade (CPRM, 2010; SÃO PAULO, 2014), observa-se que a região norte da área de estudo, onde está localizada a Serra da Mantiqueira, é a que possui as maiores cotas de altitudes, que variam entre 900 e 2.100 metros, e relevo com declividade entre forte ondulado e escarpado, englobando especialmente a maior parte da área dos municípios de Campos do Jordão e Santo Antônio do Pinhal. As regiões central e sul da sub-região 2, onde se encontram os municípios



Fonte: adaptado de EMPLASA (2013).

Figura 1 – Localização da sub-região 2 na Região Metropolitana do Vale do Paraíba, São Paulo.

situados no vale e na Serra do Mar, respectivamente, possuem o relevo, em sua maior parte, com declividade entre plano e suavemente ondulado, e altitudes que variam entre 300 e 900 metros.

A sub-região 2 possui uma característica climatológica semelhante à da região sudeste do país, com invernos secos e verões chuvosos, onde a média da precipitação

anual acumulada varia em torno de 1.500 e 2.000 mm (QUADRO *et al.*, 2012).

Os estudos de Marengo (2009) demonstram que a Região Sudeste do país, onde está inserida a sub-região 2 da RMVP, é vulnerável a eventos pluviométricos extremos, que contribuem significativamente para a deflagração de deslizamentos e inundações.

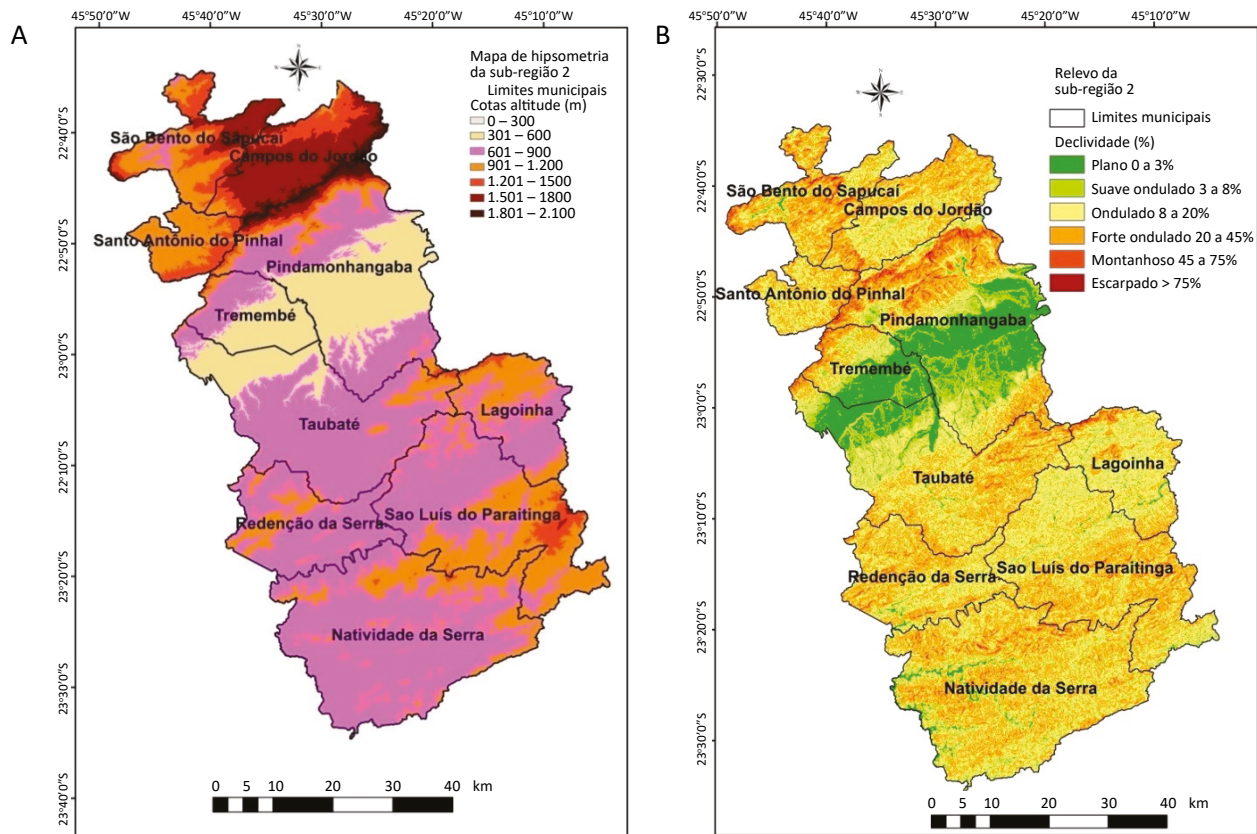
METODOLOGIA

Para a avaliação da vulnerabilidade socioambiental da sub-região estudada foi estimado um índice de vulnerabilidade, denominado neste trabalho de índice de vulnerabilidade geral (IVG).

Os índices de vulnerabilidade utilizam os chamados indicadores de vulnerabilidade, que podem ser físicos, demográficos, sociais, de saúde, climáticos, entre outros. A escolha de indicadores para componentes de vulnerabilidade depende do cenário a ser avaliado e

varia principalmente com os tipos de risco, a escala espacial e a disponibilidade de dados (GAIN *et al.*, 2015).

Apesar do nível de incerteza associado a esse tipo de abordagem, que demanda mais estudos, tais como definição do peso de cada parâmetro, inserção de indicadores adicionais, entre outros, os métodos de avaliação de vulnerabilidade baseados em abordagens estatísticas podem ser vistos como as ferramentas mais adequadas para análise em grande escala, porque ofe-



Fonte: adaptado de CPRM (2010) e São Paulo (2014).

Figura 2 – (A) Hipsometria e (B) declividade da sub-região 2 na Região Metropolitana do Vale do Paraíba, São Paulo.

recem boa representatividade entre a quantidade e o tipo de informações necessárias para realizar a análise e a confiabilidade das saídas produzidas (MIRANDA; FERREIRA, 2019).

Neste estudo foram utilizados indicadores baseados em dados anuais sobre as variáveis ambientais e socioeconômicas, para o período entre 1990 e 2016. Os indicadores da dimensão ambiental foram: indicador de cobertura vegetal; indicador de matas e florestas naturais destinadas à preservação permanente ou reserva legal; índice de avaliação ambiental – Programa Município Verde Azul; índice de perigo a escorregamento; indicador de áreas prioritárias para restauração de vegetação nativa; e indicador chuva-deslizamento.

Para os indicadores da dimensão socioeconômica, consideraram-se as variáveis: taxa de analfabetismo da população de 15 anos e mais; taxa de crescimento populacional; domicílios particulares com renda *per capita* até meio salário mínimo; renda familiar *per capita* (R\$); taxa de população em situação de extrema pobreza; densidade demográfica; taxa de urbanização; domicílios particulares permanentes, por número de cômodos – 1 a 2 cômodos; domicílios particulares permanentes, por tipo de material das paredes externas – madeira, taipa, palha, outros; domicílios particulares permanentes, por classes de rendimento nominal mensal domiciliar *per capita* – sem rendimento; domicílios particulares permanentes, por existência de água canalizada e forma de abastecimento de água – não tinham; proporção de crianças de 0 a 5 anos de idade residentes em domicílios particulares permanentes – com responsável ou cônjuge analfabeto.

A maior parte das informações utilizadas como indicadores ambientais e socioeconômicos foi disponibilizada por órgãos públicos, tais como a Secretaria de Meio Ambiente (SMA) e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Já o indicador chuva-deslizamento, da dimensão ambiental, foi construído com base em dados diários de precipitação, para dois períodos: 1969 a 2016 e 1990 a 2016, disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA), pelo Departamento de Água e Energia Elétrica (DAEE) e pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). Utilizou-se também o histórico de deslizamentos para o período de 1990 a 2016, obtidos do trabalho de Ayres (2010), do Atlas Brasileiro de Desastres Naturais do Centro de Estudos e Pesquisas sobre Desastres da Universidade

Federal de Santa Catarina (CEPED/UFSC) (UFSC, 2013) e também as informações da base de dados de desastres naturais do Sistema Integrado de Monitoramento, Previsão e Alerta de Tempestades para as Regiões Sul-Sudeste do Brasil (SIMPAT-SINAL-SOS), do Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMet) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) de Bauru (UNESP, 2017).

Para a construção do indicador chuva-deslizamento que representasse a relação entre a precipitação e as ocorrências de deslizamentos na área de interesse, realizou-se inicialmente uma análise exploratória, através da análise de frequência, contabilizando o número de episódios de deslizamentos em cada faixa de precipitação acumulada em 1, 2, 3, 4 e 5 dias, visando observar a distribuição das chuvas associadas aos eventos de deslizamentos ocorridos em cada município da área de estudo.

Assim, foram considerados somente os dados diários consecutivos de chuva para as datas das ocorrências dos eventos de deslizamentos, no período de 1990 a 2016. Observou-se, entretanto, que não havia dados suficientes, em função das falhas nas séries históricas de chuva, para alguns municípios, sendo necessário aplicar um método capaz de identificar os principais padrões de precipitação. Para tanto, realizou-se um estudo aprofundado, através do uso de análise multivariada, onde foi aplicado o método estatístico de ACP para dois períodos, a saber: 1969 a 1994 (climatológico) e 1990 a 2016 (recente, com deslizamentos), permitindo a construção desse indicador, conforme os seguintes passos:

1. Geração de séries de totais de precipitação acumulada em 1, 2, 3, 4 e 5 dias consecutivos até o dia de ocorrência do evento de deslizamento para o período mais recente, de 1990 a 2016, nos municípios com maior número de ocorrências de deslizamentos;
2. Aplicação da ACP para o conjunto de séries geradas de 1 a 5 dias, descritas no item anterior, visando encontrar os padrões de variabilidade dos totais precipitados em dias consecutivos até a data de ocorrência do deslizamento, obtendo assim o padrão de relação entre os totais acumulados de precipitação no dia do evento e em dias anteriores, que apresente o maior percentual de explicação da variância original (primeira componente principal, denominada de CP1);
3. Geração de séries de totais de precipitação acumulada em 1, 2, 3, 4 e 5 dias consecutivos, no período

climatológico de 1969 a 1994, disponível para todos os municípios;

4. Aplicação da ACP para o conjunto de séries geradas de 1 a 5 dias, no período climatológico, descritas no item 3;
5. Comparação entre o padrão do CP1 de chuva-deslizamento, descrito no item b, com o CP1 obtido a partir de todo o histórico, item 4;
6. Ponderação do CP1 do período climatológico (item d), pelo peso relativo às ocorrências de deslizamentos no município, sendo esse peso (pd_i) calculado através da Equação 1:

$$pdi = (ndi/ndt) + 1 \quad (1)$$

Em que:

pdi = peso das ocorrências de cada município i ;

ndi = número total de deslizamentos no município i ;

ndt = número total de deslizamentos na região.

Obtidos todos os indicadores das dimensões ambientais e socioeconômicas, foi estimado o índice de vulnerabilidade socioambiental, e para isso foi considerada a combinação de procedimentos metodológicos empregados nos estudos desenvolvidos por Vincent (2004) e Kaly, Pratt e Mitchell (1999), por intermédio de um índice sintético para representar o nível de vulnerabilidade socioambiental dos municípios que compõem a sub-região 2 da RMVP.

Cálculo dos índices de vulnerabilidade ambiental e de vulnerabilidade social

Para o cálculo do IVA e IVS foi efetuada a somatória da pontuação de cada indicador (Equação 2), estabelecendo o total de *score* para cada município, também conforme a escala entre 1 e 7, com valores dos intervalos que representassem os níveis de vulnerabilidade:

1. muito baixo (de 1 a 10);
2. baixo (de 10,1 a 20);
3. médio baixo (de 20,1 a 30);
4. médio (de 30,1 a 40);
5. médio alto (de 40,1 a 50);

Cálculo do índice de vulnerabilidade geral

Para a avaliação da vulnerabilidade socioambiental da sub-região estudada, foi calculado um índice agregado,

A metodologia de Vincent (2004) agrega indicadores por somatórias ponderadas. Por outro lado, a de Kaly, Pratt e Mitchell (1999) estabelece escalas de valores 1 a 7, o que possibilita obter níveis ou graus de vulnerabilidade. São estabelecidas sete divisões para a escala de pontuação, sendo 1 a menor incidência possível; 2 significativamente menor do que a média; 3 um pouco menos do que a média; 4 média; 5 um pouco mais do que a média; 6 significativamente mais do que a média; e 7 a maior incidência possível.

Esses procedimentos estabelecidos por Vincent (2004) e Kaly, Pratt e Mitchell (1999) também foram empregados em outros trabalhos relacionados ao setor de saúde e macroeconomia geral, tais como o estudo sobre os impactos e estratégias de adaptação às mudanças climáticas; avaliação da vulnerabilidade à inundação; análise das vulnerabilidades socioeconômicas; demográficas; sanitárias e de extremos de chuva (CONFALONIERI; MARINHO, 2007; VALVERDE; YOUNG; MARENGO, 2011; VELENYI; SMITZ, 2014; DUMENU; OBENG, 2016; TOUBES *et al.*, 2017; VALVERDE, 2017).

Assim, primeiro estimou-se um índice de vulnerabilidade para a dimensão ambiental (IVA), com base nos indicadores acima descritos, e outro índice de vulnerabilidade para a dimensão socioeconômica (IVS). A agregação desses dois índices resultou no IVG, que possibilitou avaliar a vulnerabilidade socioambiental da região de estudo. A seguir está descrito o processo dessa estimativa.

7. 6: alto (de 50,1 a 60);
8. 7: muito alto (acima de 60).

$$IV = Id_{1+} Id_{2+} Id_{3+} \dots Id_n \quad (2)$$

Em que:

IV = subíndice (no presente estudo foi representado através do IVA e IVS);

Id = indicadores.

sendo obtido por meio da média ponderada dos subíndices IVA e IVS, de acordo com a Equação 3.

$$IVG = (IVA * wa) + (IVS * ws) \quad (3)$$

Em que:

IVG = índice de vulnerabilidade geral;
 IVA = índice de vulnerabilidade ambiental;
 IVS = índice de vulnerabilidade social;
 wa, ws = pesos.

Assim, selecionou-se o total de pontuação do IVA e IVS, para cada município, estabelecendo os pesos 0,6 e 0,4, respectivamente, para obter uma medida geral da vulnerabilidade da sub-região 2, representada pelo IVG. Aplicou-se também a classificação baseada na escala de pontuação de 1 a 7, conforme utilizada nos cálculos do IVA e IVS.

Importante destacar que todos os indicadores, tanto os ambientais quanto os socioeconômicos, foram previamente padronizados de acordo com as Equações 4 e 5, visando representar os dados entre o intervalo de 0 e 1, e colocados em escalas comparáveis, indicando que quanto mais próximo ao valor 1, maior o nível de vulnerabilidade, e quanto mais próximo de 0, menor o nível de vulnerabilidade.

Equação tipo 1 – um valor alto do indicador representa uma situação de menor vulnerabilidade:

$$I_{padronizado} = \frac{Máximo_i - I_{observado}}{Máximo_i - Mínimo_i} \quad (4)$$

Equação tipo 2 – um valor baixo do indicador representa uma situação de menor vulnerabilidade:

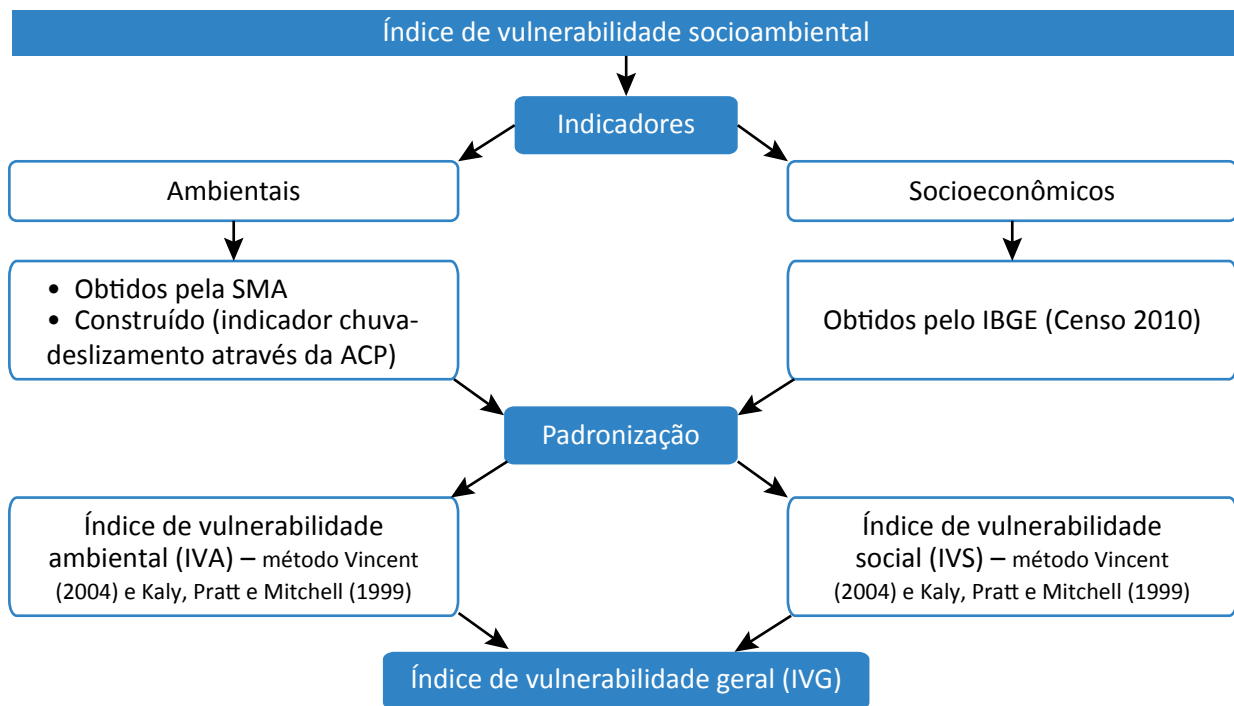
$$I_{padronizado} = \frac{I_{observado} - Mínimo_i}{Máximo_i - Mínimo_i} \quad (5)$$

Em que:

$I_{padronizado}$ = indicador padronizado;
 $I_{observado}$ = indicador estudado;
 $Máximo_i$ = indicador máximo encontrado;
 $Mínimo_i$ = indicador mínimo encontrado.

Com os indicadores devidamente padronizados, realizou-se o cálculo dos índices e a classificação dos níveis de vulnerabilidade socioambiental dos municípios estudados.

Os procedimentos metodológicos aplicados neste estudo estão representados no fluxograma da Figura 3.



SMA: Secretaria de Meio Ambiente; ACP: análise de componentes principais; IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

Figura 3 – Procedimentos metodológicos aplicados no estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Padrões de precipitação e ocorrências de deslizamentos

O resultado da análise estatística dos episódios de deslizamentos ocorridos na RMVP indicou que a sub-região 2 apresenta o maior número de ocorrências, com 91 episódios de um total de 227, no período de 1990 a 2016, representando 40,1% dos casos ocorridos na RMVP. O município de Campos do Jordão apresentou o maior número de deslizamentos, totalizando 34 ocorrências nesse período, entre os meses de novembro e março, seguido pelos municípios de Pindamonhangaba e São Luís do Paraitinga, com 12 e 11 ocorrências, respectivamente.

O valor médio da precipitação acumulada anual no período climatológico (1969 a 1994), para a sub-região 2, indica maior intensidade de chuvas para o município de Campos do Jordão com 1.783 mm, seguidos dos municípios de Santo Antônio do Pinhal, Natividade da Serra e São Luís do Paraitinga, com valores de 1.776, 1.716 e 1.516 mm, respectivamente (Figura 4A).

Com o resultado encontrado, percebe-se que o município de Campos de Jordão, além de apresentar uma suscetibilidade do meio físico à ocorrência de deslizamentos, principalmente nas áreas de risco identificadas em estudos anteriores por Andrade e Brollo (2015), é

Indicadores chuvas-deslizamentos

A análise de frequência, que relacionou os acumulados com a ocorrência de deslizamentos, indicou que a faixa de precipitação entre 40 e 80 mm acumulada em 3 dias é a que se associou com a maior frequência de eventos nos municípios de Campos de Jordão, Pindamonhangaba e São Luís do Paraitinga. Isso mostra a importância da relação de chuvas diárias em dias consecutivos com a ocorrência de eventos de deslizamentos.

A aplicação da ACP foi realizada somente em três municípios: Campos do Jordão, Pindamonhangaba e São Luís do Paraitinga, por apresentarem o maior número de ocorrências de deslizamentos da sub-região estudada, sendo de 34, 12 e 11 casos, respectivamente.

Destacam-se os resultados do CP1, pois é o que representa a maior parte da variância do conjunto de dados, no período de 1990 a 2016. Para Campos do Jordão, o CP1 explica 81,6% da variância total dos dados, indi-

também caracterizado pelos maiores totais pluviométricos da sub-região 2. Isso se explica porque o regime de chuva nessa área é influenciado por um dos principais fenômenos meteorológicos da região sudeste do país, a Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) (QUADRO; ABREU, 1994; CARVALHO; JONES; LIEBMANN, 2004).

A sazonalidade da precipitação para o período médio de análise de 1969 a 1994 (Figura 4B) destaca os acumulados máximos, na estação de verão, para os meses de dezembro, janeiro e fevereiro, e os mínimos no inverno, para os meses de junho, julho e agosto, o que é típico da Região Sudeste. O município de Campos do Jordão apresenta os maiores totais de precipitações mensais no período chuvoso, na estação de verão: 286,7; 292,3 e 230,9 mm, para dezembro, janeiro e fevereiro, respectivamente.

De um modo geral, também se observam valores elevados de precipitação no início do outono e durante a primavera (Figura 4B), o que significa que em anos de anomalias positivas de precipitação, podem ocorrer episódios de deslizamentos, por causa dos excessos de chuvas nessas épocas.

cando um alto coeficiente (0,96) para o acumulado de 3 dias de precipitação, de acordo com os pesos de cada variável sobre o CP1 (Tabela 1). O valor elevado de variância explicada pelo CP1 assegura a boa representatividade do principal padrão de variabilidade dos dados de precipitação acumulada em dias consecutivos.

Para o município de Pindamonhangaba foi obtido um valor de 80,2% da variância total explicada pelo CP1, e para São Luís do Paraitinga o valor da variância foi de 78,5%. Também se observa alto coeficiente para o acumulado de três dias de precipitação, sendo 0,964 e 0,958, respectivamente (Tabela 1). Isso indica um maior fator de influência na variabilidade da precipitação para esses acumulados, que estão associados aos casos de deslizamentos.

Para avaliar se tal padrão é climatologicamente predominante, foi aplicada a ACP considerando a preci-

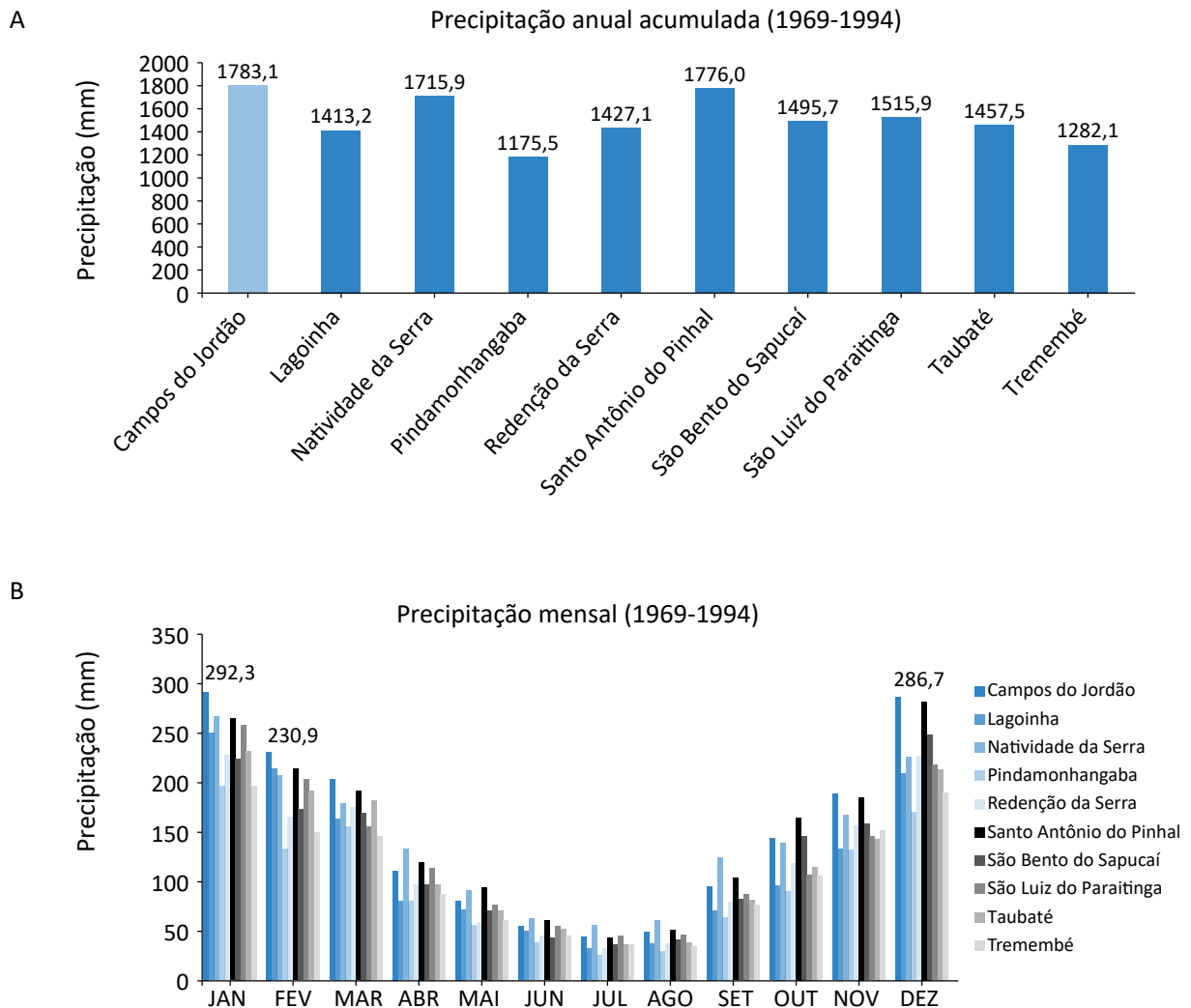
precipitação diária independente da ocorrência de deslizamentos, para o período climatológico de 1969 a 1994. Verificou-se que os padrões são semelhantes, conforme mostrado pela Tabela 1, destacando o

Índice de vulnerabilidade ambiental

O IVA tem como objetivo representar as condições e características do meio físico do território, por meio da agregação de indicadores que mostrem os níveis de fragilidade ou degradação, tanto no que concerne ao

maior peso para a variável de precipitação acumulada em três dias. Essa similaridade viabiliza a construção de indicadores de chuva-deslizamento para todos os municípios.

relevo, ao solo e à vegetação, quanto no que diz respeito à criação ou não de programas e ações originadas de políticas públicas que auxiliem no processo de recuperação e/ou preservação do ambiente.



Fonte: ANA, DAEE e CEMADEN (1969-1994).

Figura 4 – (A) Caracterização climatológica e (B) precipitação média mensal da sub-região 2 da Região Metropolitana do Vale do Paraíba.

Neste estudo foram utilizados os indicadores ambientais na construção do IVA, conforme descritos na metodologia, juntamente com os indicadores climáticos representando a relação chuva-deslizamento. A classificação do IVA para os municípios analisados é representada no mapa (Figura 5A), apresentado em faixas, cujas tonalidades vão de tons verdes, indicando os valores mais baixos, aos tons vermelhos, representando os valores mais altos, para diferentes níveis de vulnerabilidade.

Nota-se o destaque para o município de Campos do Jordão, que apresentou um nível muito alto de vulnerabilidade ambiental (total de *score* 73). Isso ocorre, principalmente, em razão dos elevados valores para os cinco indicadores de precipitação acumulada em 1, 2, 3, 4 e 5 dias consecutivos (com pontuações máximas na escala de 1 a 7, obtendo o valor 7 para cada variável), e também o percentil 85% e a média da precipitação anual obtiveram alto valor (também com pontuações 7), indicando o município com a maior intensidade de chuvas anuais (média de 1.783 mm). Outro indicador que também influenciou o IVA foi obtido mediante o

maior número de deslizamentos na região estudada, com um total de 34 de ocorrências.

Os municípios de São Luís do Paraitinga e Santo Antônio do Pinhal, com *scores* de 46 e 44, respectivamente, apresentaram um nível médio alto de vulnerabilidade na avaliação do IVA.

Para Santo Antônio do Pinhal, os indicadores mais relevantes são: índice de avaliação ambiental, índice de perigo a escorregamento e a média de precipitação anual, com os máximos valores na escala de 1 a 7. Os indicadores mais relevantes e também com os máximos valores na escala de 1 a 7, para o município de São Luís do Paraitinga, foram: o índice de avaliação ambiental e o indicador de cobertura vegetal.

Esses dois últimos municípios, juntamente com Tremembé (*score* 44) e Natividade da Serra (*score* 41), que também apresentaram um nível médio alto de vulnerabilidade, representam 40% do total de 10 municípios da sub-região 2.

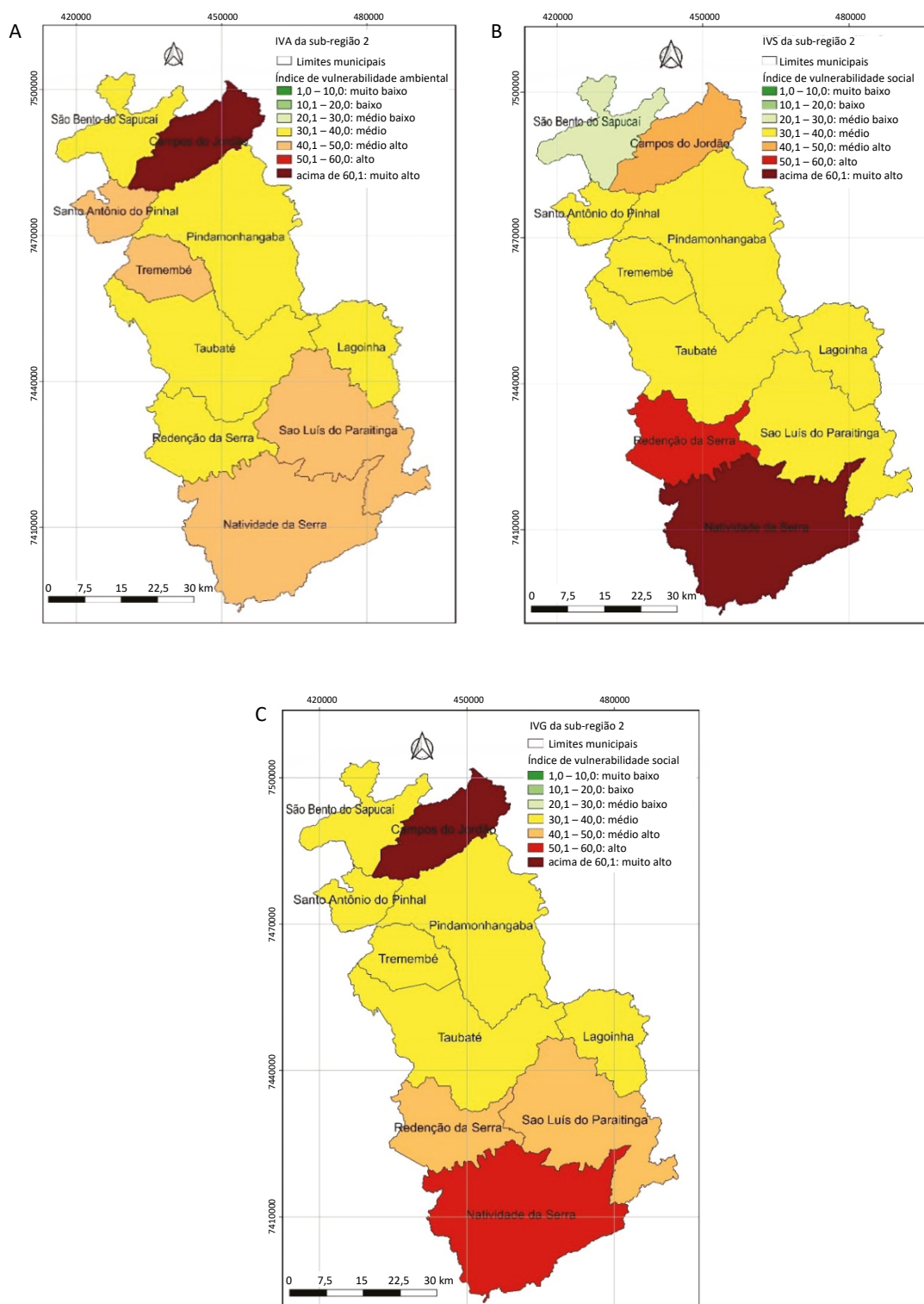
Índice de vulnerabilidade social

O IVS pode sinalizar o acesso ou não aos serviços básicos que o Estado deve oferecer a todos os cidadãos.

Quanto aos resultados do IVS, o destaque se aplica ao município de Natividade da Serra, sendo o primeiro na classificação, com um nível muito alto de vulnerabilidade social (*score* 65).

Tabela 1 – Comparação dos coeficientes da componente principal 1 para os períodos de análise: recente (1990 a 2016) e climatológico (1969 a 1994) para os municípios de Campos do Jordão, Pindamonhangaba e São Luís do Paraitinga.

Matriz de componentes – CP1	Campos Jordão variância 81,6%		Pindamonhangaba variância 80,2%		São Luís do Paraitinga variância 78,5%	
	1990 a 2016	1969 a 1994	1990 a 2016	1969 a 1994	1990 a 2016	1969 a 1994
Precipitação acumulada – 1 dia	0,763	0,781	0,680	0,765	0,694	0,748
Precipitação acumulada – 2 dias	0,918	0,925	0,948	0,916	0,918	0,907
Precipitação acumulada – 3 dias	0,960	0,963	0,964	0,958	0,958	0,952
Precipitação acumulada – 4 dias	0,941	0,944	0,945	0,939	0,925	0,933
Precipitação acumulada – 5 dias	0,882	0,892	0,954	0,886	0,787	0,875



Fonte: IBGE (2010), ANA/DAEE/CEMADEN (1969-1994 e 1990-2016), SMA (2014).

Figura 5 – Índices de vulnerabilidade: (A) ambiental, (B) social e (C) geral da sub-região 2 da Região Metropolitana do Vale do Paraíba.

Os sete indicadores mais relevantes que influenciaram o IVS desse município, representando mais da metade do total, foram: taxa de analfabetismo da população de 15 anos e mais, taxa de domicílios particulares com renda *per capita* até meio salário mínimo, renda familiar *per capita*, taxa de população em situação extrema pobreza, taxa de domicílios, por número de cômodos — 1 a 2 cômodos, taxa de domicílios, por existência de água canalizada e forma de abastecimento de água — não tinham, e proporção de crianças de 0 a 5 anos de idade — com responsável ou cônjuge analfabeto.

Índice de vulnerabilidade geral

A distribuição espacial do IVG para os municípios da sub-região 2 da RMVP (Figura 5C) apresenta Campos do Jordão com um nível muito alto de vulnerabilidade e Natividade da Serra com um nível alto de vulnerabilidade (total de *score* 63 e 50,6, respectivamente).

O nível muito alto de vulnerabilidade do município de Campos do Jordão se deve principalmente ao alto valor do IVA, destacando as contribuições dos indicadores de precipitação acumulada em 1, 2, 3, 4 e 5 dias consecutivos, os de ocorrências de deslizamentos, média da precipitação anual e percentil 85% da precipitação anual, os quais apresentaram os máximos valores em relação aos demais municípios. As características do meio físico, tais como relevo acentuado e cotas elevadas de altitude, também podem ser consideradas fatores potencializadores, aumentando a possibilidade de ocorrências de eventos de chuvas e deslizamentos de terra no município. O IVS para esse município foi o terceiro maior da sub-região, com um *score* de 48, composto de máximos valores dos indicadores relacionados à taxa de domicílios com renda *per capita* até meio salário mínimo, à taxa de domicílios com tipo de

Contribuição de indicadores chuva-deslizamento na avaliação geral da vulnerabilidade

Para avaliar a contribuição dos indicadores de chuva-deslizamento na mensuração da vulnerabilidade geral dos municípios, foram comparados os resultados obtidos pelo IVG sem e com a contribuição desses indicadores, conforme mostram as Figuras 6A e 6B, respectivamente.

De modo geral, nota-se um aumento dos níveis de vulnerabilidade para a região ao se considerar os indicadores chuva-des-

O segundo município nessa classificação foi Redenção da Serra, que apresentou um nível alto do IVS (Figura 5B), com um *score* de 55 pontos, com os indicadores mais relevantes: taxa de mortalidade infantil, domicílios particulares com renda *per capita* até meio salário mínimo e renda familiar *per capita*.

O município de Campos do Jordão apresentou um nível médio alto de vulnerabilidade e foi classificado em terceiro lugar, com o total de *score* de 48 pontos. Os indicadores taxa de urbanização e domicílios particulares, por tipo de material das paredes externas — madeira, taipa, palha são os mais relevantes no cálculo do IVS.

material das paredes externas — madeira, taipa, palha e à taxa de urbanização.

O município de Natividade da Serra apresentou o segundo maior valor de IVG, com nível alto de vulnerabilidade, dada a pontuação de 51,2. O índice que contribuiu para essa classificação foi o IVS, que apresentou o maior valor (65 pontos), destacando-se os indicadores: taxa de analfabetismo, taxa de crianças com responsável analfabeto, taxa de domicílios com renda *per capita* até meio salário mínimo, renda familiar *per capita* e taxa da população em extrema pobreza. Para a avaliação do IVA, esse município apresentou o terceiro maior valor (*score* 42), e os indicadores mais relevantes foram: índice de avaliação ambiental, indicador de coleta e tratamento de esgoto e o percentil 85% de precipitação anual.

Os municípios de São Luís do Paraitinga e Redenção da Serra apresentaram um nível médio alto de vulnerabilidade, sendo o total de *score* de 42,8 e 41,2, respectivamente.

Nota-se ainda que 60% do total de municípios da sub-região 2 apresentaram um nível médio para o IVG.

lizamento, pois sem a inclusão desses a região apresentava municípios com IVG de nível médio alto, no máximo (Figura 6A). Ao se incluir os indicadores de chuva-deslizamento são verificados níveis de IVG alto e muito alto (Figura 6B).

Observa-se que o município de Campos do Jordão passa a ser classificado com um nível muito alto (Figura 6B), dado pela maior pontuação (*score* 63), por conta

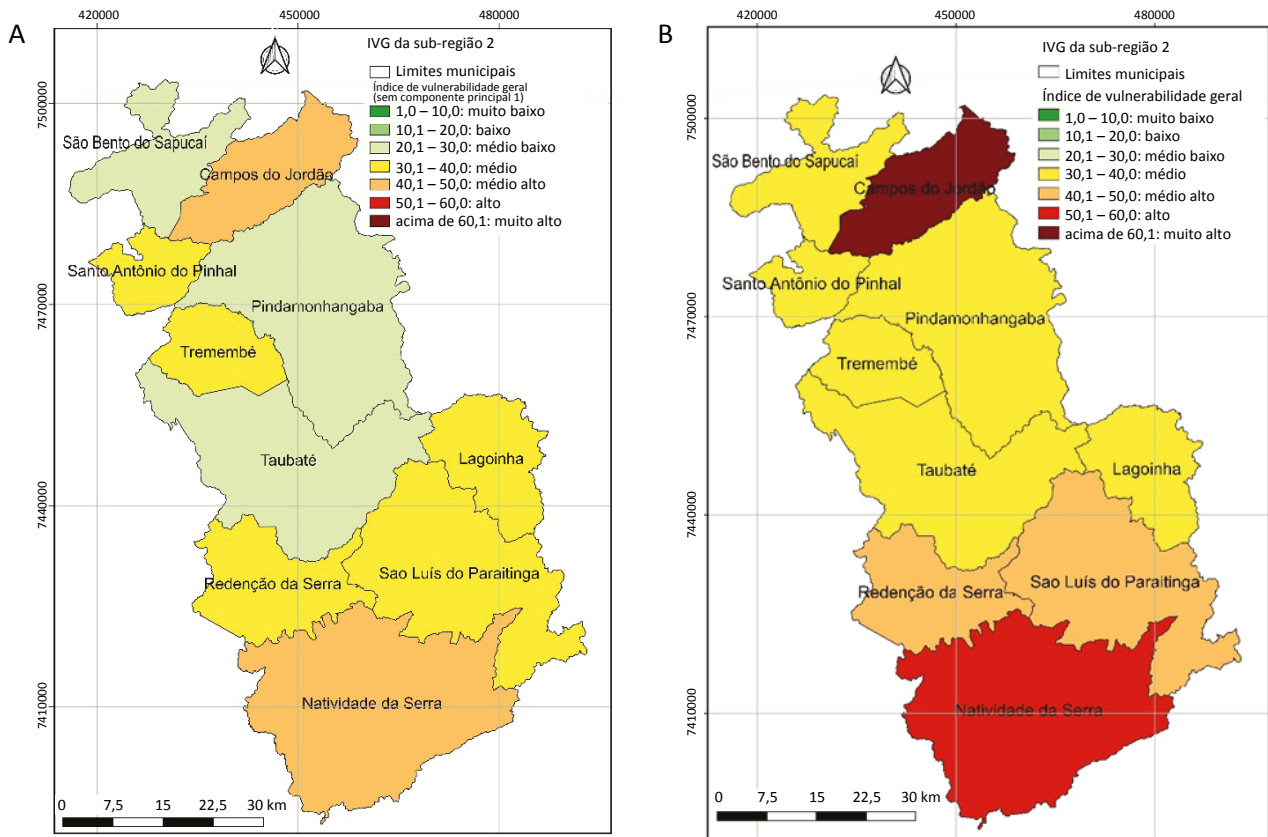
da contribuição dos indicadores de chuva-deslizamento. Não considerando essa contribuição (Figura 6A), o nível do IVG é classificado como médio alto, com um score de 44,4.

Esse fator é observado também para o município de Natividade da Serra, cujo nível foi alterado de médio alto para alto, com a contribuição dos indicadores (Figura 6B). Destaca-se, ainda, que sem essa contribuição (Figura 6A), esse município apresentava o mesmo nível de IVG que Campos do Jordão, de médio alto, diferenciando-se apenas pela pontuação obtida, com score de 48,2.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados neste estudo foram importantes, pois contribuíram para a compreensão sobre a exposição da população da área avaliada a fenômenos naturais potencialmente perigosos, assim como para o entendimento das relações entre con-

dições socioeconômicas e ambientais nos municípios da área de estudo. Também permitiram demonstrar que a vulnerabilidade socioambiental da sub-região 2 da RMVP é significati-



Fonte: IBGE (2010), ANA/DAEE/CEMADEN (1969-1994 e 1990-2016), SMA (2014).

Figura 6 – Indicadores chuva-deslizamento: (A) sem a contribuição dos indicadores climáticos e (B) com a contribuição.

va, apresentando desde níveis médio a muito alto de vulnerabilidade, conforme a metodologia utilizada. Revelou que as vulnerabilidades variam entre municípios e são distintas em suas dimensões socioeconômicas e ambientais, fatores que podem influenciar significativamente o processo da vulnerabilidade de uma região e mesmo entre municípios próximos.

Com essa avaliação, através do IVG, observou-se que os municípios de Campos do Jordão e Natividade da Serra apresentaram níveis alto e muito alto de vulnerabilidade, respectivamente, com dimensões diferenciadas influenciando esse processo. Alguns indicadores da dimensão ambiental, tais como os indicadores climáticos e o maior número de ocorrências de deslizamentos, influenciaram mais o processo de vulnerabilidade em Campos do Jordão. Já em Natividade da Serra, os altos valores dos indicadores da dimensão socioeconômica, tais como densidade demográfica e proporção de crianças de 0 a 5 anos de idade com responsável ou cônjuge analfabeto, foram os que mais influenciaram o processo de vulnerabilidade nesse município.

Na abordagem considerada neste trabalho, a ACP foi útil para extrair o padrão principal das precipitações acumuladas em dias consecutivos, relacionadas

à ocorrência de deslizamentos do período estudado. Na análise, extraiu-se também o padrão principal da precipitação do período climatológico, mostrando semelhanças entre eles e viabilizando a utilização de um indicador robusto chuva-deslizamento, através da ponderação pelo peso das ocorrências de deslizamentos em cada município.

Nessa mensuração, a contribuição do indicador chuva-deslizamento foi relevante para a caracterização do IVG da sub-região estudada, pois com sua inserção, além de representar o fator chuva-deslizamento, que demonstra a relação significativa entre essas duas variáveis, destacou-se também diferenças significativas entre os municípios analisados, verificando o aumento dos níveis de vulnerabilidade para a região, observado principalmente para o município de Campos do Jordão.

De modo geral, este estudo contribuiu para a compreensão do processo de vulnerabilidade na região, agregando conhecimentos e informações de como se distribuem os fatores ambientais, entre eles o clima e sua variabilidade, e os fatores socioeconômicos entre os municípios, permitindo, com isso, uma ação no sentido de gerar uma tratativa específica ou prioritária na redução da vulnerabilidade.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A.N. *Vale do Paraíba, Serra da Mantiqueira e Arredores de São Paulo*. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia, 1958.
- ADGER, W.N.; BROOKS, N.; BENTHAM, G.; AGNEW, M.D.; ERIKSEN, S.H. *New indicators of vulnerability and adaptive capacity*. Norwich: Tyndall Centre for Climate Change Research Technical Report, 2004. v. 7.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Séries históricas de precipitação para os períodos de 1969 a 1994 e de 1990 a 2016. *Portal Hidroweb*. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf>. Acesso em: 8 nov. 2017.
- ALEDO, A.; SULAIMAN, S. La Incuestionabilidad del Riesgo: vulnerabilidad social y riesgo sísmico en municipios turísticos. *Cuadernos de Turismo*, n. 36, p. 17-37, 2015. <http://dx.doi.org/10.6018/turismo.36.230861>
- ANDRADE, E.; BROLLO, M.J. Perigos e riscos geológicos em Campos do Jordão (SP): diagnóstico em 2014. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA GEOTÉCNICA, 9., 2015, Cuiabá. *Anais...* Cuiabá: ABGE, 2015. CD-ROM.
- AYRES, A. C. *Variabilidade e desastres naturais da região do Vale do Paraíba/SP: passado e futuro*. 90 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté, 2010.

- CABRAL, L.N.; CÂNDIDO, G.A. Urbanização, vulnerabilidade, resiliência: relações conceituais e compreensões de causa e efeito. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, Curitiba, v. 11, e20180063, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.002.AO08>
- CARDONA, O.D. The need for rethinking the concepts of vulnerability and risk from a holistic perspective: a necessary review and criticism for effective risk management. In: HINRICHS, R.; KLEINBACH, M. *Energia e meio ambiente*. São Paulo: Pioneira Thonson Learning, 2004.
- CARVALHO, L.M.; JONES, C.; LIEBMANN, B. The South Atlantic convergence zone: intensity, form, persistence, and relationships with intraseasonal to interannual activity and extreme rainfall. *Journal of Climate*, v. 17, n. 1, p. 88-108, 2004. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2004\)017<0088:TSACZI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2004)017<0088:TSACZI>2.0.CO;2)
- CENTRO NACIONAL DE MONITORAMENTO E ALERTAS DE DESASTRES NATURAIS (CEMADEN). Séries históricas pluviométricas de 2014 a 2016. *Portal Mapa Interativo*. Disponível em: <<http://www.cemaden.gov.br/mapainterativo/#>>. Acesso em: 8 nov. 2017.
- CONFALONIERI, U.E.C.; MARINHO, D.P. Mudança Climática Global e Saúde: Perspectivas para o Brasil. *Revista Multiciência*, Campinas, n. 8, p. 48-64, 2007.
- CUTTER, S.L.; BORUFF, B.J.; SHIRLEY, W.L. Social Vulnerability to Environmental Hazards. *Social Science Quarterly*, v. 84, n. 2, p. 242-261, 2003. <http://dx.doi.org/10.1111/1540-6237.8402002>
- DE ASSIS DIAS, M.C.; SAITO, S.M.; ALVALÁ, R.C.S.; STENNER, C.; PINHO, G.; NOBRE, C.A.; FONSECA, M.R.S.; SANTOS, C.; AMADEU, P.; SILVA, D.; LIMA, C.O.; RIBEIRO, J.; NASCIMENTO, F.; CORRÊA, C.O. Estimation of exposed population to landslides and floods risk areas in Brazil, on an intra-urban scale. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, v. 31, p. 459-469, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2018.06.002>
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). *Séries históricas de precipitação para os períodos de 1969 a 1994 e de 1990 a 2016*. Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em: <<http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br>>. Acesso em: 8 nov. 2017.
- DUMENU, W.K.; OBENG, E.A. Climate change and rural communities in Ghana: Social vulnerability, impacts, adaptations and policy implications. *Environmental Science & Policy*, v. 55, n. P1, p. 208-217, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.010>
- EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO S.A. (EMPLASA). *Região Metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte Aspectos Jurídicos / Institucionais / Técnico*. EEMPLASA, 2013.
- GAIN, A.K.; MOJTAHED, V.; BISCARO, C.; BALBI, S.; GIUPPONI, C. An integrated approach of flood risk assessment in the eastern part of Dhaka City. *Natural Hazards*, v. 79, n. 3, p. 1499-1530, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1911-7>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Cidades@*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 9 jan. 2019.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.
- KALY, U.; PRATT, C.; MITCHELL, J. *Environmental Vulnerability Index (EVI) to summarize national environmental vulnerability profiles*. SOPAC Technical Report 275. 1999. 66 p.
- LONDE, L. R.; MOURA, L. G.; COUTINHO, M. P.; MARCHEZINI, V.; SORIANO, E. Vulnerability, health and disasters in São Paulo coast (Brazil): challenges for a sustainable development. *Ambiente & Sociedade*, São Paulo, v. 21, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc0102r2vu1811ao>

MARCHEZINI, V.; WISNER, B.; LONDE, L. de R.; SAITO, S. M. *Reduction of vulnerability to disasters: from knowledge to action*. São Carlos: Rima Editora, 2017.

MARENCO, J. A. *Mudanças climáticas e eventos extremos no Brasil*. Rio de Janeiro: FBDS, 2009.

MARKOVIC, D.; CARRIZO, S.F.; KÄRCHER, O.; WALZ, A.; DAVID, J.N.W. Vulnerability of European freshwater catchments to climate change. *Global Change Biology*, v. 23, p. 3567-3580, 2017. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13657>

MENDES, R.M.; ANDRADE, M.R.M.; TOMASELLA, J.; MORAES, M.A.E.; SCOFIELD, G.B. Understanding shallow landslides in Campos do Jordão municipality – Brazil: disentangling the anthropic effects from natural causes in the disaster of 2000. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, v. 18, p. 15-30, 2018. <https://doi.org/10.5194/nhess-18-15-2018>

MIRANDA, F.N.; FERREIRA, T.M. A simplified approach for flood vulnerability assessment of historic sites, *Natural Hazards*, v. 96, n. 2, p. 713-730, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11069-018-03565-1>

QUADRO, M.F.L.; ABREU, M.L. Estudos de episódios de Zonas de Convergência do Atlântico Sul sobre a América do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 8., 1994. *Anais...* Belo Horizonte, p. 620-623, 1994.

QUADRO, M.F.L.; DIAS, M.A.F.S.; HERDIES, D.L.; GONÇALVES, L.G.G. Análise Climatológica da precipitação e do Transporte de umidade na região da ZCAS através da Nova geração de reanálises. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, n. 2, p. 152-162, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862012000200004>

SANTOS, J. de O. Relações entre fragilidade ambiental e vulnerabilidade social na susceptibilidade aos riscos. *Mercator*, Fortaleza, v. 14, n. 2, p. 75-90, ago. 2015. <http://dx.doi.org/10.4215/RM2015.1402.0005>

SANTOS, R.F. *Vulnerabilidade Ambiental: desastres naturais ou fenômenos induzidos?* Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007.

SÃO PAULO. *Unidades Básicas de Compartimentação do Meio Físico (UBC) do Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto Geológico/Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2014.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 1.166, de 9 de janeiro de 2012. Cria a região metropolitana do Vale do Paraíba e Litoral Norte, e dá providências correlatas. São Paulo, v. 62, n. 3, p. 217-220, 2012.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE (SMA). Estado de São Paulo. Dados socioeconômicos e índices para o período de 2014. Sistema Ambiental Paulista. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/>>. Acesso em: 15 dez. 2017.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. *Mapa Geológico do Estado de São Paulo*. Brasília: CPRM, 2010.

SOUTO MAIOR, M.M.; CANDIDO, G.A. Avaliação das metodologias brasileiras de vulnerabilidade socioambiental como decorrência da problemática urbana no Brasil. *Cadernos Metrópole*, São Paulo, v. 16, n. 31, p. 241-264, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-9996.2014-3111>

TOUBES, D.; GÖSSLING, S.; HALL, C.; SCOTT, D. Vulnerability of Coastal Beach Tourism to Flooding: A Case Study of Galicia, Spain. *Environments*, v. 4, n. 4, p. 83, 2017. <http://dx.doi.org/10.3390/environments4040083>.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO” (UNESP). Sistema Integrado de Monitoramento, Previsão e Alerta de Tempestades para as Regiões Sul-Sudeste do Brasil (SIMPAT-SINAL-SOS) do Instituto de Pesquisas Meteorológicas (IPMet). *Base de dados de desastres naturais, o período de 1990 a 2016*. Bauru. Disponível em: <<https://www.ipmetradar.com.br/2desastres.php>>. Acesso em: 15 dez. 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA (UFSC). Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. *Atlas Brasileiro de Desastres Naturais: 1991 a 2012*. 2. ed. Florianópolis: UFSC, 2013. 126 p. (Volume Brasil).

VALVERDE, M.C. A interdependência entre vulnerabilidade climática e socioeconômica na região do ABC Paulista. *Ambiente & Sociedade*, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 39-60, jul.-set. 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc66r2v2032017>

VALVERDE, M.C.; YOUNG, A.F.; MARENGO, J. Índice de vulnerabilidade na região metropolitana de São Paulo (RMSP) relacionado aos extremos do clima e a fatores socioeconômicos e demográficos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CLIMATOLOGIA, 4., 2011, João Pessoa. *Mudanças Climáticas e seus impactos em áreas urbanas*. 2011.

VELENYI, E.; SMITZ, M. *Cyclical Patterns in Government Health Expenditures Between 1995 and 2010: Are Countries Graduating from the Procyclical Trap or Falling Back?* World Bank HNP Discussion Paper. 2014.

VINCENT, K. *Creating an index of social vulnerability to climate change for Africa*. Norwich: Tyndall Centre for Climate Change Research and School of Environmental Sciences University of East Anglia Norwich NR4 7TJ, 2004.

ZANELLA, M. Eventos pluviométricos intensos e impactos gerados na cidade de Curitiba/PR - Bairro Cajuru: um destaque para as inundações urbanas (intense rainfall events and generated impacts in the Curitiba city/PR – Cajuru neighborhood: emphasis on urban flooding). *Mercator*, Fortaleza, v. 5, n. 9, 2008.



MÉTODO PARA ESTABELECIMENTO DE VALORES DE REFERÊNCIA DE QUALIDADE E CLASSES DE USO DA ÁGUA SUPERFICIAL EM MICROBACIAS NO ESTADO DE SANTA CATARINA, BRASIL

METHOD FOR ESTABLISHING QUALITY REFERENCE VALUES AND SURFACE WATER USE CLASSES IN WATERSHEDS IN THE STATE OF SANTA CATARINA, BRAZIL

Bruna Stedile Ribeiro Pacheco 

Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí (UNIVALI) – Itajaí (SC), Brasil.

Francisco Carlos Deschamps 

Doutor em Ciências (Bioquímica), Univali – Itajaí (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Bruna Stedile Ribeiro Pacheco –
Universidade do Vale do Itajaí –
Rua Uruguai, 458 – Centro –
CEP 88302-901 – Itajaí (SC), Brasil –
E-mail: bruna_stedile@hotmail.com

Recebido em: 13/02/2019

Aceito em: 20/09/2019

RESUMO

O conhecimento sobre a qualidade da água por meio da determinação de seus descritores é fundamental para o estabelecimento de políticas de gestão dos recursos hídricos. Neste trabalho, sugere-se um método simples e prático para determinar valores associados aos descritores de qualidade da água. Foram utilizados resultados acumulados ao longo de dez anos de monitoramento da qualidade da água superficial em microbacias do estado de Santa Catarina. Considerando as cinco classes de uso já estabelecidas na legislação federal (Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357/2005), foram determinados os limites para cada classe tendo por base a distribuição dos valores dos parâmetros em estudo. A mediana foi utilizada para estabelecer os valores de referência de qualidade e o percentil 60 como limite máximo para considerar o valor do descritor como aceitável. O método apresentado é de fácil aplicação e os valores calculados, comparados à legislação vigente, são mais restritivos, sugerindo boa qualidade da água.

Palavras-chave: gestão dos recursos hídricos; monitoramento; descritores.

ABSTRACT

The knowledge about water quality through the determination of its descriptors is fundamental to establish water resource management policies. This work suggests a simple and practical method to determine values associated with water quality descriptors. For this purpose, it was necessary to use the results accumulated over 10 years of surface water quality monitoring from watersheds in Santa Catarina State. Taking into account the five classes of use already established in federal legislation (CONAMA Resolution nº 357/2005), the limits for each class were determined based on the distribution of the values of the parameters under study. The median was used to establish the quality reference values and the 60th percentile as the upper limit to consider the descriptor value as acceptable. The method presented is easy to apply, and the calculated values, compared to the current legislation, are more restrictive when it comes to suggesting good water quality.

Keywords: water resource management; monitoring; descriptors.

INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água em quantidade e qualidade é condição essencial para o desenvolvimento social e econômico de uma região. Se confirmado o aumento do consumo pela diversificação de usos, é razoável supor que a satisfação das duas condições apresentadas estará comprometida. Manter os suprimentos de água com qualidade tem se tornado desafiador, já que o aumento da população e o incremento nas atividades econômicas demandam volumes crescentes de água.

Muitas discussões nessa área são comprometidas pela falta da adequada delimitação do que se pode entender por qualidade da água. A água em seu estado natural tem sua qualidade definida a partir da dissolução de cátions, ânions e sílica, originários de rochas, solos e sedimentos, além de substâncias orgânicas e atividade microbiológica do solo ou do próprio ambiente aquático (ABREU; CUNHA, 2015). Processos naturais podem causar alterações nas características físicas, químicas e microbiológicas da água, tendo consequências adversas para os ecossistemas (SOUZA, 2011; MUNIZ *et al.*, 2011). Entretanto, considera-se que são as intervenções humanas no ambiente natural, independentemente da sua intensidade, as que mais afetam negativamente a qualidade da água (MOSS, 2008).

Desse modo, alterações na qualidade da água podem estar associadas a fatores antrópicos ou naturais. Então, mesmo sem ação humana, a água pode apresentar características indesejáveis que comprometem sua qualidade. Isso complica a avaliação da qualidade da água, especialmente quando se quer buscar fontes de poluição das águas superficiais. Parte dessa limitação está relacionada aos métodos analíticos e às abordagens efetuadas para algumas avaliações (MINELLA; MERTEN, 2011).

Como as variáveis ou descritores que delimitam a qualidade da água são dinâmicos, é fundamental a implantação de programas que monitoram a qualidade dos recursos hídricos ao longo do tempo. É uma atividade essencial na gestão das bacias hidrográficas, para que sejam implementados os instrumentos da política nacional de recursos hídricos, como o planejamento, a gestão, a outorga, a cobrança e o enquadramento dos cursos d'água (TRINDADE *et al.*, 2017). Um dilema, nesse caso, será a escolha das variáveis a serem monitoradas, considerando que é o uso a que se destina a

água o que vai determinar as características desejadas. Esse princípio norteou a política de preservação dos recursos hídricos no Brasil, sendo adotados critérios de classificação para o enquadramento dos corpos d'água que levam em consideração seus usos preponderantes (BOLLMANN; MARQUES, 2000; PORTO; PORTO, 2008; COSTA *et al.*, 2014).

No Brasil, muitos trabalhos têm buscado estabelecer metodologias que ofereçam suporte ao enquadramento de corpos d'água superficiais (GUIMARÃES *et al.*, 2016). Análises químicas, físicas e a presença de coliformes ainda são as principais referências para avaliar a qualidade da água, mas as maiores preocupações se voltam àquelas substâncias agregadas aos sistemas hídricos a partir das atividades humanas, como pesticidas, metais pesados, hidrocarbonetos poliaromáticos, desreguladores endócrinos, entre outras. Por outro lado, monitorar recursos hídricos por longos períodos em várias estações amostrais produz um banco de dados muito extenso, gerando certa complexidade na sua interpretação (TRINDADE *et al.*, 2017; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015).

Quando há informações disponíveis e significativas geradas pelo monitoramento, especialmente nos casos de licenciamento ambiental, estas acabam sendo subutilizadas, tendo em vista as extensas e complexas matrizes geradas (ARRUDA; KNOPIK; SOTTOMAIOR, 2017; STROBL; ROBILLARD, 2008). Mesmo que se tenha uma boa base de dados, a escolha do método mais adequado para estabelecer valores de referência ainda pode ser controverso, já que deveria ser simples, de fácil aplicação e possibilidade de reprodução em situações distintas. Ademais, pela grande extensão territorial do país, é impraticável condicionar padrões ambientais nacionalmente uniformes sem considerar as diferenças regionais (MOZEJKO, 2012; MINELLA; MERTEN, 2011; BIEGER *et al.*, 2010; MONDAL; KAVIRAJ; SAHA, 2010; MIGLIACCIO *et al.*, 2007).

O Brasil tem sua legislação relacionada à qualidade da água baseada em diretrizes internacionais, constituindo-se praticamente em cópias delas. Entretanto, estabelecer valores de referência baseados em diretrizes internacionais, sem levar em conta as características locais, pode ter implicações negativas na gestão dos recursos hídricos, pois esses valores não são basea-

dos na qualidade natural local das águas. De acordo com Pizella e Souza (2007), esse é um problema característico dos países subdesenvolvidos, e acredita-se que parte dos motivos sejam os custos envolvidos relacionados à necessidade de amplas informações ambientais e testes laboratoriais.

De acordo com Smith, Alexander e Schwarz (2003), uma abordagem promissora para estimar condições de referência envolve o uso de dados de sistemas pequenos, moderadamente afetados, e a aplicação de técnicas de modelagem estatística para obter referência de valores para grandes rios. Migliaccio *et al.* (2007) observaram que o comprometimento dos recursos hídricos de microbacias se reflete na bacia hidrográfica como um todo. Entretanto, essa relação será sempre mais evidente dependendo do estágio de degradação da água da microbacia e da diluição a que será submetida quando adicionada ao rio principal que drena a referida bacia.

Portanto, métodos de cálculo simples e bases de dados disponíveis sobre a qualidade da água, independentemente do número de variáveis, seriam uma boa contribuição para melhorar e regionalizar a gestão dos recursos hídricos, seguindo uma tendência que já existe a nível internacional. Como a disponibilidade de séries históricas de dados de qualidade é inviável para todos

os cursos d'água, deve-se pelo menos buscar determinar esses parâmetros nos cursos d'água mais representativos do ambiente local.

Assim, o objetivo de produzir Valores de Referência de Qualidade (VRQs) é estabelecer limites que condicionem o equilíbrio entre as necessidades das atividades humanas e a manutenção da capacidade de suporte ambiental, sendo fundamental para identificar alterações pontuais ou sua tendência ao longo do tempo. Esses limites não devem apresentar valores absolutos nem podem ser considerados permanentes, nem mesmo iguais para todo o território nacional, por refletirem características ambientais, desenvolvimento científico e tecnológico e condições econômicas locais e regionais (ABREU; CUNHA, 2015).

Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo propor critérios e um método de cálculo simples para o estabelecimento de valores de referência e classes de uso baseado em parâmetros de qualidade da água superficial de microbacias no estado de Santa Catarina, cujas atividades econômicas são predominantemente agrícolas. Como forma de ilustrar a aplicabilidade do método proposto, são sugeridos limites para cada parâmetro monitorado para a classificação dos recursos hídricos superficiais em cinco classes de qualidade.

METODOLOGIA

Área de estudo

A base de dados utilizada corresponde aos resultados de análise de quatro mil amostras, coletadas entre 1998 e 2008, em 12 microbacias (Figura 1) distribuídas em diferentes regiões do estado de Santa Catarina, abrangendo as cidades de Balneário Camboriú, Camboriú, Schroeder, Lontras, Águas Mornas, Canoinhas, Massaranduba, Luís Alves, Timbó, Sombrio, Palmeira, Ouro e Águas Frias.

O trabalho de monitoramento da qualidade da água nessas microbacias fez parte das atividades referentes ao projeto Microbacias 2 (Programa de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural), resultante de um acordo entre o estado de Santa Catarina e o Banco Mundial (EPAGRI, 2005). Mesmo não sendo atualizada, a base foi escolhida por abranger

mais de 20 parâmetros, cobrir um período de 10 anos, totalizando quatro mil amostras obtidas em diferentes regiões do estado. Há, portanto, boa diversidade de espaço e tempo para garantir a representatividade dos valores apresentados e atender ao objetivo do estudo.

Os parâmetros monitorados, o número de amostras e os períodos considerados para o desenvolvimento dessa metodologia não foram os mesmos para todos os pontos, pois as informações utilizadas foram originadas de resultados das medições de qualidade da água preexistentes, procurando assim fazer aproveitamento total dos dados disponibilizados. Evidencia-se um dos pontos positivos dessa metodologia, pois permite que todos os dados disponíveis sejam utilizados, constituindo-se em uma metodologia aberta e adaptável.

Parâmetros monitorados e métodos de análise

Os parâmetros de qualidade da água determinados foram: nitrato, nitrito, oxigênio dissolvido (OD), fosfato-orto, pH, potássio, temperatura, turbidez, alcalinidade, amônia, coliformes termotolerantes e totais, condutividade, ferro, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO), dureza, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos voláteis e sólidos suspensos totais. Por sua natureza, as medições de temperatura, pH, condutividade e OD foram realizadas no momento da coleta das amostras diretamente nos corpos d'água, utilizando-se um equipamento de campo da marca *Orion* modelo 1230. Para as demais determinações, as amostras foram transportadas para os laboratórios de análise de

água da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), localizados nas estações experimentais de Itajaí, Urussanga e Chapecó, conforme a proximidade do local de coleta.

Métodos espectrofotométricos foram utilizados para quantificar amônia, nitrato, nitrito, fosfato-orto, ferro, potássio e fósforo, a partir dos métodos de análise descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – 20ª edição. As leituras foram realizadas em espectrofotômetro *FEMTO* modelo 600S. Eventuais aferições foram realizadas em espectrofotômetro *Zeiss* modelo M500, com duplo feixe. Padrões externos com rastreabilidade — Instituto Nacional de Padrões e Tecnologias (National Institute of Standards and

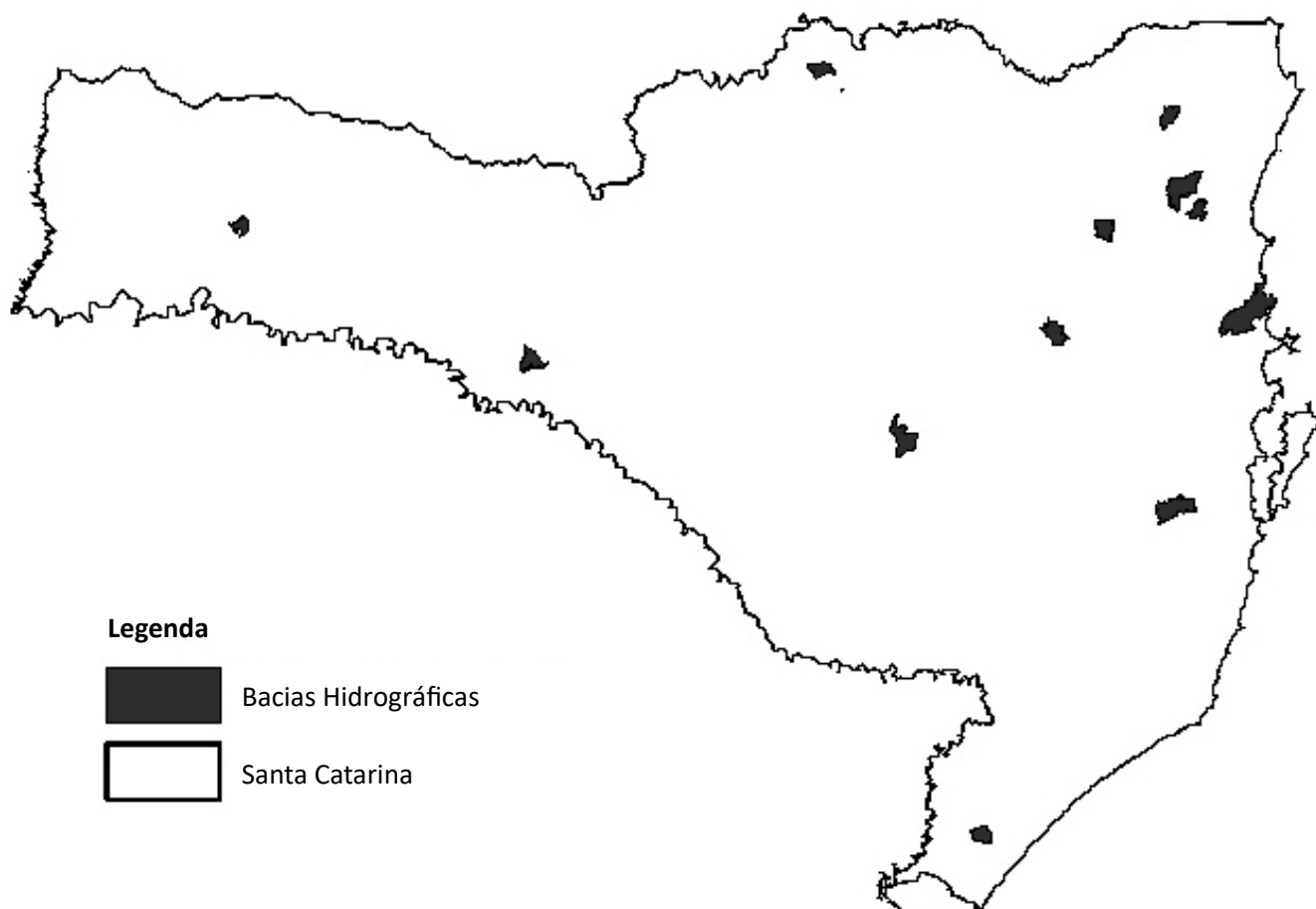


Figura 1 – Localização das microbacias monitoradas no estado de Santa Catarina, Brasil, entre 1998 e 2008.

Technology — NIST) — foram utilizados para montagem das curvas de calibração. A medida de turbidez foi efetuada por meio do turbidímetro *HACH* modelo 2100P. A alcalinidade foi determinada utilizando-se o método da titulação potenciométrica até pH predeterminado, segundo a norma da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) nº L5.102 (CETESB, 1992a), enquanto a dureza total foi baseada no método titulométrico

do Ácido Etilenodiamino Tetra-Acético (EDTA), segundo a norma CETESB nº L5.124 (CETESB, 1992b). A quantificação simultânea de coliformes totais e termotolerantes (*Escherichia coli*) foi realizada por meio do reativo enzimático *Colilert*, o qual utiliza nutrientes indicadores que produzem cor e fluorescência ao serem metabolizados por coliformes totais e fecais, quando incubados por 24 horas em estufa a 35 °C ($\pm 0,5^\circ\text{C}$).

Estabelecimento dos valores de referência de qualidade

A mediana foi escolhida como medida de tendência central para representar o VRQ de cada parâmetro em razão das distorções que o uso da média aritmética pode apresentar como resultado da discrepância de valores a que algumas variáveis estão naturalmente sujeitas. Isso ocorre quando amostras são coletadas em épocas de eventos extremos em que os valores de algumas variáveis se apresentam muito acima daqueles considerados aceitáveis. Considerando que esses valores são de origem natural, é desaconselhável seu descarte do conjunto de dados em avaliação.

A concentração de determinados parâmetros pode variar em coletas realizadas em um mesmo ponto. Essa variação não significa, contudo, uma piora na qua-

lidade da água, mas uma variação diária e/ou sazonal normal que pode estar relacionada às condições climáticas, por exemplo, as quais variam em um curto espaço de tempo. Nesse sentido, o percentil 60 foi proposto e adotado para estabelecer o valor máximo “aceitável” de cada parâmetro, eliminando assim possíveis erros analíticos ou de anotação. A escolha desse ponto de corte baseou-se em estudo dos principais métodos que utilizam Índices de Qualidade da Água (IQAs) em que a água é descrita como “aceitável” (AGRIZZI *et al.*, 2018; CECCONELLO; CENTENO; GUEDES, 2018; MENEZES *et al.*, 2016; ARRUDA; RIZZI; MIRANDA, 2015; SABINO; LAGE; ALMEIDA, 2014; MORETTO *et al.*, 2012; SIQUEIRA; APRILE; MIGUÉIS, 2012).

Estabelecimento de classes de uso e respectivos limites

Para o estabelecimento das classes de qualidade e seus respectivos limites foi desenvolvida uma matriz contendo o intervalo de classe dos parâmetros monitorados obtidos pelos percentis. Essa matriz apresenta uma divisão em cinco classes de qualidade (ótima, boa, aceitável, ruim e péssima), as quais foram estabelecidas a partir de percentis 20, 40, 60, 80 e 100, respectivamente, determinados para cada parâmetro monitorado. Assim, a classe ótima corresponde ao percentil 20; a classe boa, ao percentil 40; a classe aceitável, ao percentil 60; a classe ruim, ao percentil 80; e a classe péssima, ao percentil 100. Ressalta-se que valores baixos na concentração de alguns parâmetros indicam boa qualidade. Assim, a classe ótima, por exemplo, abrange os valores mais baixos que compreendem os

20% menores da distribuição da base de dados estudada (percentil 20). Ficou fora desse critério o OD, considerando que maiores concentrações representam melhor qualidade. Já o pH foi distribuído em faixas, sendo considerada a melhor aquela estabelecida inicialmente em torno da mediana (6,8). Para a temperatura não foram feitas sugestões de classes, uma vez que há variações naturais ao longo do ano e do dia, tornando sem significado prático o estabelecimento de limites, pelo menos no presente contexto.

A sugestão de estabelecer classes de acordo com a concentração de elementos nas amostras foi adotada como forma de reproduzir localmente o que já estabelece a legislação federal (Resolução CONAMA nº 357, de 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tendo como ponto de partida a base de dados gerada ao longo de dez anos de monitoramento e aplicando-se o método de cálculo proposto no presente traba-

lho, foi possível estabelecer valores de estatísticas descritivas para todos os parâmetros estudados, incluindo a sugestão para os VRQs (Tabela 1). Usando estatísticas

simples, o método apresenta-se versátil, independentemente do número de variáveis disponíveis, é de fácil aplicação, não exigindo grande nível de especialização técnica nem sofisticados programas de análise de dados. Estatísticas simples podem apresentar maior utilidade, como no caso do uso da mediana, que se mostrou mais representativa em relação ao uso da média. O caso da turbidez é bastante ilustrativo, já que o valor da mediana foi determinado em 11,1 NTUs (Unidades de Turbidez Nefelométrica), enquanto a média alcançou 26,1 NTUs. Isso é consequência do número elevado de observações cujos valores de turbidez estão acima de 300 NTUs, chegando ao máximo de 984 NTUs (Tabela 1). Entretanto, os valores relatados não representam erro de determinação, sendo resultado dos muitos eventos de chuva que ocorrem naturalmente. Em outros trabalhos relativos à turbidez, houve ampla variação de valores com marcante sazonalidade (ANTUNES *et al.*, 2014; ROSSITER *et al.*, 2015; AMORIM *et al.*, 2017). Dessa forma, a pura eliminação de valores elevados da base de dados não se justifica, já que, como visto, eles podem resultar de eventos naturais.

Uma vez estabelecidos esses pressupostos, é sugestão do presente estudo que o valor do percentil 60, denominado Valor de Prevenção (VP), seja adotado como limite superior admitido. Acima disso, seria indicador de que alguma situação natural extraordinária ou provocada por ação humana ocorreu naquele ambiente, cabendo aos técnicos identificar e avaliar adequadamente o fenômeno.

Para estabelecer limites e associar essas medidas com possíveis usos das águas superficiais, foi publicada uma resolução pelo CONAMA (nº 357/2005) que atribuiu cinco classes indicadoras da qualidade da água doce. Aplicando-se essa abordagem no desenvolvimento do presente trabalho, foram determinados, a título ilustrativo, valores limites para cinco classes de uso das águas superficiais de Santa Catarina, apresentados na Tabela 2. Considerando as variáveis estudadas, estabelecer comparações com outros estudos e legislações é desafiador, em parte pelas realidades que representam e pela simples falta de valores sugeridos. Na Tabela 3, são apresentados valores constantes das legislações do país e algumas recomendações internacionais, ressaltando-se que boa parte das variáveis carece de qualquer referência de valor. Dessa forma, os resultados gerados no presente trabalho podem ajudar a ampliar

as discussões e novas abordagens sobre a proposição de valores e limites de referência da qualidade da água superficial no país.

Abordagens complexas nem sempre se mostram as mais adequadas e a simplificação pode significar um grande desafio, exigindo um bom roteiro para exploração, abordagem estatística e estimativa de tendências (MOZEJKO, 2012). Diversos são os trabalhos que fazem uso de métodos estatísticos complexos de análise multivariada para avaliação da qualidade da água ou formulação de IQAs, como os apresentados por Agrizzi *et al.* (2018); Cecconello, Centeno e Guedes (2018); Menezes *et al.* (2016); Arruda, Rizzi e Miranda (2015); Sabino, Lage e Almeida (2014); Moretto *et al.* (2012); e Siqueira, Aprile e Miguéis (2012). Como desvantagem, as técnicas de estatística avançada são mais difíceis de aplicar e complexas na interpretação dos resultados, limitações essas que o presente trabalho pretende superar ao propor uma metodologia mais simples de aplicar e interpretar.

Nonato *et al.* (2007) fazem extenso uso de técnicas multivariadas para determinar um número mínimo de descritores representativos da qualidade da água, buscando reduzir custos de um programa de monitoramento. Mesmo com uma justificativa adequada para a escolha da técnica de análise, esse reducionismo pode eliminar variáveis importantes, comprometendo avaliações ambientais futuras, pela falta dos VRQs da água. Por sua vez, IQAs geralmente apresentam um pequeno número de variáveis, excluindo muitas das que podem ser mais representativas daquele ambiente em estudo. Nesse caso, a técnica escolhida mostra-se adequada para atender aos objetivos estabelecidos, tendo em vista que considera a utilização de todos os dados que estejam disponíveis. Interessante observar que programas de monitoramento bem estruturados, como aqueles conduzidos pela CETESB, buscam ampliar o leque de parâmetros para caracterizar a qualidade da água e efluentes. Em parte, essa foi uma das pressuposições do presente trabalho, o qual priorizou pelo maior número de descritores em análise, com bom espaço de abrangência e repetição ao longo do tempo, aplicando estatísticas simples (Tabela 1).

Nos trabalhos de avaliação da qualidade da água realizados por Amorim *et al.* (2017), Costa *et al.* (2014) e Rossiter *et al.* (2015), por exemplo, os resultados das análises foram confrontados com a Resolução CONAMA

nº 357/2005. Isso foi realizado no presente trabalho, confrontando os valores estabelecidos com os limites da legislação federal, o que permitiu reflexões interessantes. Apesar de a Resolução CONAMA nº 357/2005 não possuir valores de concentrações estabelecidos para todas

as classes e/ou para todos os parâmetros em estudo, o presente método de cálculo permitiu estabelecer valores para cinco classes de qualidade e para todos os parâmetros que possuíam dados disponíveis pelo monitoramento realizado. Assim, entre os 23 parâmetros estudados,

Tabela 1 – Distribuição dos valores determinados para os diversos parâmetros estudados, considerando a mediana como valor de referência de qualidade (VRQ) e o percentil 60 como valor máximo admitido que ainda reflete o padrão de normalidade, denominado de valor de prevenção (VP).

Parâmetros	Mínimo	Média	VRQ mediana	VP Percentil 60	Máximo
Alcalinidade (mg/L-CaCO ₃)	0	33,35	32,00	34,00	148,00
Amônia (mg/L-N)	0	1,35	1,19	1,50	10,31
Cálcio (mg/L)	0,04	1,50	0,92	1,12	8,00
Coliformes termotolerantes (NMP)	0	3869	980	1560	241920
Coliformes totais (NMP)	0	47747	24192	30760	241920
Condutividade elétrica (uS/cm)	2,20	69,74	64,00	70,00	1416,00
DBO (mg/L)	0	1,98	1,11	1,60	85,00
DQO (mg/L)	0	17,58	7,90	10,78	566,04
Dureza (mg/L)	0	24,17	22,00	24,00	152,00
Ferro (mg/L)	0	0,86	0,63	0,83	13,49
Fósforo total (mg/L-P)	0	0,18	0,14	0,16	6,57
Fosfato-orto (mg/L-P)	0	0,09	0,07	0,08	2,14
Magnésio (mg/L)	0,03	1,40	1,00	1,24	29,84
Nitrato (mg/L-N)	0	0,60	0,26	0,37	8,76
Nitrito (mg/L-N)	0	0,02	0,01	0,02	1,55
OD (mg/L)	0,07	8,35	8,44	8,70	12,63
Potencial hidrogeniônico (pH)	4,68	6,83	6,80	6,96	9,20
Potássio (mg/L)	0	2,22	2,00	2,30	27,00
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	12	96	73	80	1889
Sólidos suspensos totais (mg/L)	1	51	30	40	889
Sólidos totais (mg/L)	32	145	104	114	1967
Sólidos voláteis (mg/L)	3	44	34	41	220
Turbidez (NTU)	0,07	26,10	11,10	13,80	984,00

NMP: número mais que provável; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; NTU: unidade de turbidez nefelométrica.

apenas 11 possuíam concentrações limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005: nitrato, nitrito, DBO, OD, pH, turbidez, amônia, coliformes termotolerantes, ferro, fósforo total e sólidos dissolvidos totais (SDT).

A legislação brasileira é baseada em diretrizes internacionais, as quais consideram critérios científicos e estudos toxicológicos para preservação da vida aquática e saúde humana. Os critérios científicos internacionais

Tabela 2 – Valores limites sugeridos pelo presente trabalho para os parâmetros que descrevem a qualidade das diferentes classes de águas superficiais (doce) em Santa Catarina, Brasil.

Classificação	Ótima	Boa	Aceitável	Ruim	Péssima	CONAMA nº 357/2005
Percentis	20	40	60	80	100	-
Classe – Resolução CONAMA nº 357/2005	Classe especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 2
Alcalinidade (mg/L-CaCO ₃)	22,00	30,00	34,00	42,00	148,00	–
Amônia (mg/L-N)	0,32	0,85	1,50	2,17	10,31	4,5*
Cálcio (mg/L)	0,35	0,70	1,12	2,28	8,00	–
Coliformes termotolerantes (NMP)	200	630	1560	3558	241920	1000
Coliformes totais (NMP)	8098	19180	30760	68670	241920	–
Condutividade elétrica (uS/cm)	49,00	59,00	70,00	84,90	1416,00	–
DBO (mg/L)	0,35	0,86	1,60	3,00	85,00	5,0
DQO (mg/L)	3,09	6,00	10,78	26,78	566,04	–
Dureza (mg/L)	14,00	20,00	24,00	32,00	152,00	–
Ferro (mg/L)	0,34	0,58	0,83	1,41	13,49	0,3
Fósforo total (mg/L-P)	0,08	0,12	0,16	0,24	6,57	0,1
Fósforo-orto (mg/L-P)	0,02	0,06	0,08	0,11	2,14	–
Magnésio (mg/L)	0,57	0,86	1,24	1,72	29,84	–
Nitrato (mg/L-N)	0,09	0,19	0,37	0,86	8,76	10,0
Nitrito (mg/L-N)	0,001	0,009	0,02	0,03	1,55	1,0
Potássio (mg/L)	1,10	1,70	2,30	3,00	27,00	–
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	57	67	80	92	1889	500,0
Sólidos suspensos totais (mg/L)	9	21	40	71	889	–
Sólidos totais (mg/L)	81	97	114	151	1967	–
Sólidos voláteis (mg/L)	18	28	41	66	220	–
Turbidez (NTU)	4,31	8,93	13,80	26,02	984,00	–
OD (mg/L)	> 7,52	> 8,20	> 8,70	> 9,25	> 12,63	> 5,0

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; NMP: número mais que provável; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NTU: Unidade de turbidez nefelométrica; OD: Oxigênio dissolvido; *para pH menor ou igual a 7,5 (CONAMA, 2005).

Tabela 3 – Valores de referência para algumas variáveis disponíveis na legislação do Brasil e algumas referências complementares.

Variáveis		Fe	P	Mg	NO ³	NO ²	pH	SDT	T
Unidade		mg/L	mg/L - P	mg/L	mg/L - N	mg/L - N		mg/L	NTU
Resolução CONAMA nº 357/2005	Classe especial	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais
	Classe 1	0,3	0,1	n.s	10	1	6 a 9	500	40
	Classe 2	0,3	0,1	n.s	10	1	6 a 9	500	100
	Classe 3	5	0,15	n.s	10	1	6 a 9	n.s	100
	Classe 4	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	6 a 9	n.s	n.s
Decreto nº 14.250/1981	Classe 1	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento
	Classe 2	n.s	n.s	n.s	10	1	n.s	n.s	n.s
	Classe 3	n.s	n.s	n.s	10	1	n.s	n.s	n.s
	Classe 4	n.s	n.s	n.s	10	1	n.s	n.s	n.s
Resolução CONAMA nº 396/2008	Consumo humano	0,3	n.s	n.s	10	1	n.s	1000	n.s
	Dessedentação animal	n.s	n.s	n.s	90	10	n.s	n.s	n.s
	Irrigação	5	n.s	n.s	n.s	1	n.s	n.s	n.s
	Recreação	0,3	n.s	n.s	10	1	n.s	n.s	n.s
Portaria nº 2.914/2011	Potabilidade	2,4 ou 0,3	n.s	n.s	10	1	n.s	1000	5
OMS	Saúde humana	n.s	n.s	0,4	11	0,9	n.s	n.s	1
EPA	Vida aquática	1	n.s	n.s	n.s	n.s	6,5 a 9	n.s	n.s
CCME	Dessedentação animal	n.s	n.s	n.s	100	10	n.s	3000	n.s
	Irrigação	5	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
	Recreação	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	5 a 9	n.s	50
Variáveis		Alcalinidade	NH ₃	Ca	CT	C. Term.	DBO	OD	Dureza
Unidade		mg/L - CaCO ₃	mg/L - NH ₃	mg/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L	mg/L
Resolução CONAMA nº 357/2005	Classe especial	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais	condições naturais
	Classe 1	n.s	*	n.s	n.s	200	3	> 6	n.s
	Classe 2	n.s	*	n.s	n.s	1000	5	> 5	n.s
	Classe 3	n.s	*	n.s	n.s	4000	10	> 4	n.s
	Classe 4	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	> 2	n.s

Continua...

Tabela 3 – Continuação.

Variáveis		Alcalinidade	NH ₃	Ca	CT	C. Term.	DBO	OD	Dureza
Unidade		mg/L - CaCO ₃	mg/L - NH ₃	mg/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L	mg/L
Decreto nº 14.250/1981	Classe 1	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento	sem lançamento
	Classe 2	n.s	0,5	n.s	5000	1000	5	> 5	n.s
	Classe 3	n.s	0,5	n.s	20000	4000	10	> 4	n.s
	Classe 4	n.s	n.s	n.s	20000	4000	n.s	> 0,5	n.s
Resolução CONAMA nº 396/2008	Consumo humano	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
	Dessedentação animal	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
	Irrigação	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
	Recreação	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Portaria nº 2.914/2011	Potabilidade	n.s	n.s	n.s	0	0	n.s	n.s	500
OMS	Saúde humana	n.s	n.s	n.s	0	0	n.s	n.s	n.s
EPA	Vida aquática	20	**	n.s	n.s	n.s	n.s	3,5 a 9,5	n.s
CCME	Dessedentação animal	n.s	n.s	1000	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
	Irrigação	n.s	n.s	1000	n.s	100	n.s	n.s	n.s
	Recreação	n.s	n.s	n.s	n.s	200 (1ª); 1000(2ª)	n.s	n.s	n.s

Fe: ferro; P: fósforo; Mg: magnésio; NO⁻³: nitrato; NO⁻²: nitrito; SDT: sólidos dissolvidos totais; T: turbidez; NTU: unidade de turbidez nefelométrica; CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente; OMS: Organização Mundial da Saúde; EPA: *Environmental Protection Agency*; CCME: *Canadian Council of Ministers of the Environment*; n.s: não sugerido pela legislação; NH₃: amônia; Ca: cálcio; CT: coliformes totais; C. Term.: coliformes termotolerantes; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; OD: oxigênio dissolvido; CaCO₃: carbonato de cálcio; NMP: número mais que provável; *varia com pH; **varia de espécie para espécie.

geralmente são estudados em diferentes espécies de animais, relacionando o efeito da concentração de um constituinte e uma espécie em particular. A concentração máxima definida é a maior concentração em que não foi observado efeito agudo e/ou crônico, permitindo a exposição por tempo indeterminado, ou seja, o consumo é seguro por toda a vida de consumo. Esses valores, quando extrapolados para saúde humana, geralmente são divididos por um fator de incerteza para segurança. As diretrizes internacionais mais utilizadas para derivações de normas de regulação encontram-se na Organização Mundial da Saúde — OMS (WHO,

2011), para proteção da saúde humana; na Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency — USEPA) (1986; 2013), para proteção da vida aquática; e no Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (Canadian Council of Ministers of the Environment — CCME) (1993; 1999b), para proteção dos usos: dessedentação animal, irrigação e recreação. Dos 23 parâmetros monitorados neste trabalho, apenas seis estavam estabelecidos pela OMS para saúde humana (coliformes totais e termotolerantes, magnésio, nitrato, nitrito e turbidez); quatro estavam estabelecidos pela USEPA

para proteção da vida aquática (alcalinidade, ferro, OD e pH); e quatro estavam estabelecidas pelo CCME para dessedentação animal (coliformes termotolerantes, nitrato, nitrito e SDT), quatro para irrigação (coliformes termotolerantes, coliformes totais, cálcio e ferro) e três para recreação (coliformes termotolerantes, pH e turbidez). Na Tabela 3, podem ser visualizados os parâmetros que possuem concentrações associadas em cada referência utilizada.

A maior parte dos trabalhos de monitoramento da qualidade da água utiliza a classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 como referência para discussão dos resultados. Já para aqueles cursos d'água sem estudo de enquadramento, a classe 2 deve ser estabelecida como referência "provisória". No presente trabalho, foram comparados os valores da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 com aqueles determinados no que foi aqui chamado de classe aceitável (percentil 60). Pode-se observar que parâmetros como amônia, nitrato, nitrito, DBO, sólidos dissolvidos totais e turbidez, apresentam-se bem abaixo dos limites da legislação vigente (Tabela 2). Já parâmetros como ferro, fósforo e coliformes termotolerantes apresentaram-se acima dos limites impostos pela legislação, ou seja, apresentaram-se menos restritivos. Esse resultado de incompatibilidades para esses parâmetros também pode ser observado em diversos trabalhos. Gama *et al.* (2010) estabeleceram concentrações limites para alguns parâmetros em cada classe, sendo que os valores limites estabelecidos para condutividade neste trabalho se assemelharam bastante aos estipulados por esses autores, ao contrário dos valores de coliformes totais, que, neste trabalho, foram menos restritivos.

Variáveis como fósforo, coliformes, turbidez e sólidos totais apresentam oscilações de valores e podem ser bons indicadores de ações antrópicas locais e eventos climáticos, como já relatado em outros estudos, como os de Arruda, Knopik e Sottomaior (2017), Moretto *et al.* (2012) e Zucco *et al.* (2012). Essas mesmas variáveis comprometeram a qualidade da água no estudo para o enquadramento legal do Rio Juco (rio de abastecimento de Vitória, Espírito Santo). Essa bacia apresenta relevantes núcleos de atividades agropecuárias, além de vários aglomerados urbanos desprovidos de sistema de tratamento de esgoto (GUIMARÃES *et al.*, 2016), situação semelhante às microbacias monitoradas em Santa Catarina.

Quanto ao parâmetro turbidez, a OMS (WHO, 2011) estabelece a concentração limite de 1 NTU para turbidez, sendo que o ideal seria menor que 0,5 NTU. Essa concentração estabelecida é bem mais restritiva que a classe ótima estabelecida neste trabalho, por exemplo. Entretanto, o CCME (1993), para o uso recreação, estabelece a concentração máxima de 50 NTUs, sendo bem mais "permissiva" que o estabelecido neste trabalho.

Em geral, pode-se observar que os limites dos parâmetros estabelecidos neste trabalho para cada classe foram significativamente menores em relação aos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 e pelas diretrizes internacionais. Entretanto, fósforo, ferro e coliformes termotolerantes merecem atenção.

Os resultados de incompatibilidades para fósforo podem ser observados em diversos trabalhos, e sua mobilidade pode estar associada a ações antrópicas e naturais (OLIVEIRA; SANTOS; LIMA, 2017; VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002). Oliveira, Santos e Lima (2017), Bucci e Oliveira (2014) e Alves *et al.* (2008) relataram o fósforo como um dos parâmetros mais críticos. Em contraste, Rossiter *et al.* (2015), no diagnóstico da qualidade da água no canal do Sertão Alagoano, observaram que todos os resultados atenderam às especificações da classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção do fósforo total, que exibiu valores de enquadramento relativos à classe 4. Trindade *et al.* (2017), no monitoramento da qualidade da água na bacia do Rio das Velhas, utilizando uma base de dados de nove anos e com 11 variáveis monitoradas, detectaram dados estáveis com maiores alterações relacionadas a coliformes termotolerantes, DBO e nitrato, principalmente nas regiões próximas a centros urbanos. Sabino, Lage e Noronha (2017), utilizando uma série temporal, com dados de 1998 a 2014, de monitoramento no Córrego Gameleiras, concluíram que o fósforo e o OD ultrapassaram os limites da legislação em 100% das observações.

Uma revisão no valor apresentado pela legislação, no sentido de adequar à realidade brasileira, seria recomendável, já que a geologia local também pode influenciar na concentração desse elemento na água (fósforo), além de outras condições naturais. Esse é um ponto que o presente trabalho pode contribuir, por estar baseado em ampla amostragem representativa de diferentes regiões de Santa Catarina.

Já é de longa data a sugestão feita pela USEPA (1986), segundo a qual a definição de valores máximos permitidos para nutrientes, como fósforo e nitrogênio total, deve ser realizada para cada região específica, já que esses parâmetros fornecem informações sobre a qualidade natural das águas do local. O mesmo órgão recomenda a utilização de séries históricas de 10 a 25 anos, selecionando a condição de referência por meio da escolha de locais que representem as águas menos impactadas antropicamente. A presente base de dados, ao cobrir o período de dez anos, atinge esse critério, então. A instituição recomenda pelo menos o uso do percentil 25 para que o valor limite de determinada variável apresente qualidade ótima ou excelente. Ou seja, ao se ordenar os resultados de forma crescente, o valor determinado pelo percentil 25 é que seria o limite dessa classe. Como forma de melhor ilustrar a viabilidade e a versatilidade do método apresentado no presente trabalho, foi escolhido o valor limite dado pelo percentil 20 para representar a classe ótima, ou seja, a melhor condição existente. Cabe observar que esse limite não é impositivo e pode ser alterado quando o método for aplicado em outros estudos a partir de novos critérios ou argumentos apresentados por seus autores. O mérito da presente proposta é que o método não muda em função do critério adotado e qualquer base de dados poderá ser analisada novamente a qualquer momento.

Além do fósforo (limite de 0,2 mg/L, estabelecido para classe aceitável neste trabalho), o ferro pode ter apresentado concentrações elevadas neste trabalho (limite de 0,8 mg/L, estabelecido para a classe aceitável neste trabalho) em razão das condições naturais, por exemplo, dissolução de compostos do solo, ou também pode ter origem antrópica, por exemplo, despejos industriais. O ferro tem pouco significado sanitário nas concentrações usualmente encontradas nas águas naturais. Em pequenas concentrações causam problemas de cor na água, e em certas concentrações podem causar sabor e odor (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002). É bem possível que a concentração elevada desse parâmetro, encontrada nos dados de monitoramento em Santa Catarina, seja em razão das condições naturais, como a composição geológica e pedológica da região. Ademais, em épocas de alta precipitação, o nível de ferro na água pode aumentar em decorrência dos processos de erosão nas margens dos corpos d'água (BRAGA; HESPANHOL, 2005).

Segundo a OMS (WHO, 2011), o ferro é um dos metais mais abundantes da crosta terrestre e é encontrado em águas naturais, variando de 0,5 a 50 mg.L⁻¹. Como precaução contra ingestão excessiva de ferro, foi estabelecida a quantidade máxima de 0,8 mg.Kg⁻¹ de peso corporal que se aplica para o ferro em todas as fontes, exceto óxidos de ferro usados como corantes e suplementos. A concentração de 0,3 mg.L⁻¹ é estabelecida pela OMS com a finalidade de não afetar o sabor e a aparência da água. De acordo com a USEPA (1986), a concentração máxima de ferro para a proteção da vida aquática é de 1 mg.L⁻¹, e de acordo com o CCME (1999b), para o uso irrigação, a concentração deve ser, no máximo, de 5 mg.L⁻¹.

Quanto aos coliformes termotolerantes, o valor limite estabelecido na classe 2 pela legislação federal (1.000 NMP — número mais que provável) é bastante inferior ao determinado neste trabalho (1.560 NMP). O CCME (1999b), para o uso irrigação, estabelece o valor máximo de 100 NMP/100 mL, para coliformes termotolerantes. Com relação ao uso recreação de contato primário, o CCME estabelece o valor máximo de 200 NMP/100 mL, e para recreação de contato secundário, 1.000 NMP/100 mL. Esses valores são estabelecidos pela média geométrica para no mínimo cinco amostras. Para amostra individual para o uso recreação de contato primário, o valor passa para 400 NMP/100 mL. A OMS (WHO, 2011) também recomenda ausência de coliformes totais e termotolerantes em 100 mL. Dificilmente os recursos hídricos naturais sem tratamento apresentarão ausência de coliformes termotolerantes e coliformes totais, por isso toda água destinada para consumo humano deve passar por, no mínimo, desinfecção. O CCME (1999b), para o uso irrigação, estabelece o valor máximo de 100 NMP/100 mL para coliformes termotolerantes e de 1.000 NMP/100 mL para coliformes totais.

Coliformes são indicadores típicos do estado de saneamento da região, tanto em áreas urbanas quanto em áreas rurais, refletindo bem as possíveis intervenções humanas, ou a falta delas. Os conglomerados urbanos precisam de água em abundância para sustentar as inúmeras atividades ali desenvolvidas. Sem os devidos processos mitigatórios, a água tende a retornar ao ambiente invariavelmente com sua qualidade comprometida. No documento *Atlas Esgotos*, da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), encontra-se uma descrição nada animadora sobre esse tema. Apenas para

ilustrar, cita-se que 27% da população é desprovida de qualquer atendimento de coleta e tratamento de esgoto. Deve-se considerar ainda que as áreas rurais carecem de instrumentos legais e técnicos que diminuam os efeitos negativos de cargas orgânicas de origem doméstica ou animal sobre as águas superficiais. Mesmo na atualidade, o saneamento rural ainda está na dependência das taxas de autodepuração dos recursos hídricos que banham a região, podendo, em parte, explicar os valores mais elevados de coliformes determinados no presente trabalho.

Felizmente, baseado no que foi observado no presente estudo, parece que a qualidade da água superficial da área de abrangência do estudo está razoavelmente preservada. Os resultados de qualidade obtidos geram então um novo desafio, que é a manutenção da integridade dos recursos hídricos do estado, frente às crescentes demandas. Para tanto, é necessário adotar políticas públicas que evitem o incremento de poluentes nos recursos hídricos, incluindo aí o cumprimento de metas estabelecidas nos objetivos do desenvolvimento sustentável. Em países de grandes dimensões como o

Brasil, o ideal seria que cada estado ou mesmo região de abrangência de cada bacia hidrográfica estabelecesse seus próprios valores de referência. Para tanto, seriam necessários longos e abrangentes estudos de monitoramento da qualidade da água, ou mesmo novas tecnologias que permitissem estabelecer os valores de referência. Assim, com a adaptação desses limites nas bacias hidrográficas, a gestão dos recursos hídricos poderia ser favorecida, promovendo constantes aprimoramentos na legislação e nas ações preventivas ou mitigatórias (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2002).

Considerando a diversidade cultural e as restrições econômicas do país, a metodologia apresentada é uma contribuição efetiva para simplificar e flexibilizar a forma de estabelecer os valores de referência e os limites de classes dos recursos hídricos, sem contrapor a política de recursos hídricos já estabelecida. A metodologia desenvolvida pode ainda facilitar os estudos sobre o enquadramento de recursos hídricos, tendo em vista que cria uma linguagem acessível aos responsáveis por estabelecer o plano de gestão da bacia hidrográfica, com metas de qualidade realistas e exequíveis.

CONCLUSÕES

A metodologia sugerida utiliza estatísticas simples e sua aplicação permite estabelecer VRQs para diversos descritores de qualidade da água superficial. Essa metodologia pode se constituir em uma ferramenta que pode orientar o processo decisório, facilitar o gerenciamento integrado da água e favorecer a divulgação dos resultados à sociedade.

No caso do estabelecimento de classes de uso e limites das classes, os valores sugeridos são, em sua maioria, mais restritivos em relação à Resolução CONAMA nº 357/2005, sendo indicador da boa qualidade da

água superficial da área de estudo. Aqueles em desacordo com a legislação vigente foram fósforo, ferro e coliformes termotolerantes.

Assim, os valores limites sugeridos para as cinco classes de uso são adequados, servindo de referência aos planos de manejo de bacias hidrográficas em Santa Catarina, especialmente quando forem considerados os usos preponderantes dos recursos hídricos. Excetuando casos pontuais, o grande desafio da gestão dos recursos hídricos do estado de Santa Catarina é preservar a qualidade e a quantidade de água superficial existente.

REFERÊNCIAS

ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água em ecossistemas aquáticos tropicais sob impactos ambientais no Baixo Rio Jari-AP: Revisão Descritiva. *Biota Amazônia*, Macapá, v. 5, n. 2, p. 119-131, 2015. <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n2p119-131>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília: ANA, 2017. 88 p.

AGRIZZI, D. V.; CECÍLIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; GARCIA, G. O.; AMARAL, A. A.; FIRMINO, E. F. A.; MENDES, N. G. S. Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, p. 557-568, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018150701>

ALVES, E. C.; SILVA, C. F.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; SOUZA FILHO, E. E.; CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó-Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Acta Scientiarum Technology*, Maringá, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v30i1.3199>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1998. 1546 p.

AMORIM, D. G.; CAVALCANTI, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 251-259, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131212>

ANTUNES, C. M. M.; BITTENCOURT, S. C.; RECH, T. D.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 75-87, 2014.

ARRUDA, N. M. B.; KNOPIK, J.; SOTTOMAIOR, F. H. Avaliação da qualidade da água do Rio Tibagi antes da formação do reservatório da UHE Mauá, por meio de análise fatorial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, p. 1075-1083, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017163661>

ARRUDA, N. M. B.; RIZZI, N. E.; MIRANDA, T. L. G. Análise multivariada na avaliação da qualidade de água do reservatório de Foz do Areia, Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 37, p. 26-37, 2015. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820159514>

BIEGER, L.; CARVALHO, A. B. P.; STRIEDER, M. N.; MALTCHIK, L.; STENERT, C. Are the streams of the Sinos River basin of good water quality? Aquatic macroinvertebrates may answer the question. *Brazilian Journal Biology*, São Paulo, v. 70, n. 4, supl., p. 1207-1215, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600010>

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. Bases para a estruturação de indicadores de qualidade de águas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 37-60, 2000. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v5n1.p37-60>

BRAGA, B.; HESPANHOL, I. *Introdução à Engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318 p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, n. 053, p. 58-63, 2005.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 7 abr. 2008.

_____. Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, 14 dez. 2011.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Índices de Qualidade da Água e de Estado Trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). *Ambiente & Água*, Taubaté, v. 9, n. 1, p. 130-148, 2014. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1290>

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). *Canadian environmental quality guidelines: a protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life*. Canadá: CCME, 1999a. 37 p.

_____. *Health Canada*. Appendix XV – Protocols for deriving water quality guidelines for the protection of agricultural water uses. Canadá: CCME, 1999b. 21 p.

_____. *Canadian environmental quality guidelines: Guidelines for Canadian recreational water quality*. 3. ed. Ottawa: CCME, 1993. 161 p.

CECCONELLO, S. T.; CENTENO, L. N.; GUEDES, H. A. S. Índice de Qualidade de água modificado pela análise multivariada: estudo de caso do Arroio Pelotas, RS, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 23, n. 5, p. 973-978, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018165394>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Norma Técnica L5.102. Determinação de alcalinidade em águas – método da titulação potenciométrica até pH pré-determinado: método de ensaio*. Cetesb, 1992a. 10 p. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>>. Acesso em: 24 out. 2019.

_____. *Norma Técnica L5.124. Determinação da dureza total em águas – método titulométrico do EDTA: método de ensaio*. Cetesb, 1992b. 9 p. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/normas/desativadas/L5.124_Determina%C3%A7%C3%A3o%20da%20dureza%20total%20em%20%C3%A1guas%20-%20m%C3%A9todo%20titulometrico%20do%20EDTA.pdf>. Acesso em: 24 out. 2019.

COSTA, G. M.; CASSANEGO, M. B. B.; PETRY, C. T.; BENVENUTI, T.; RUBIO, M. A. K.; RODRIGUES, M. A. S.; DROSTE, A. Monitoramento químico e do potencial genotóxico para o diagnóstico da qualidade de corpos hídricos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 65-74, 2014.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI). *Relatório Síntese - Qualidade de água para consumo humano e rede hídrica*. Projeto Microbacia 2. Florianópolis: EPAGRI, 2005. 77 p.

GAMA, T.; GUANABARA, R.; SANTIAGO, B.; CORDEIRO, J. L. P.; OLIVEIRA, M. E. A. Avaliação conjunta das variáveis físicas e químicas do uso do solo do Rio Muriaé, Município de Itaperuna, RJ. *Revista de Estudos Ambientais*, Blumenau, v. 12, n. 1, p. 63-72, 2010.

GUIMARÃES, B. O.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; AKABASSI, L. Análise probabilística de parâmetros de qualidade da água para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 807-815, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016143190>

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>

MIGLIACCIO, K. W.; HAGGARD, B. E.; CHAUBEY, I.; MATLOCK, M. Linking watershed subbasin characteristics to water quality parameters in war eagle creek watershed. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n. 6, p. 2007-2016, 2007. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.24104>

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782011000300010>

MONDAL, D. K.; KAVIRAJ, A.; SAHA, S. Water Quality Parameters and Fish Biodiversity Indices as Measures of Ecological Degradation: A Case Study in Two Floodplain Lakes of India. *Journal of Water Resource and Protection*, Nova York, v. 2, n. 1, p. 85-92, 2010. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2010.21010>

- MORETTO, D. L.; PANTA, R. E.; COSTA, A. B.; LOBO, E. A. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environmental National Council (CONAMA). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000024>
- MOSS, B. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transaction of the Royal Society*, v. 363, n. 1491, p. 659-666, 2008. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2176>
- MOZEJKO, J. Detecting and estimating trends of water quality parameters. In: VOUDOURIS, K.; VOUTSA, D., orgs. *Water quality monitoring and assessment*. 2012. p. 95-120. 614 p. Disponível em: <<http://www.intechopen.com/books/water-quality-monitoring-and-assessment>>. Acesso em: 28 abr. 2017.
- MUNIZ, D. H. F.; MORAES, A. S.; FREIRE, I. S.; CRUZ, C. J. D.; LIMA, J. E. F. W.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Evaluation of water quality parameters for monitoring natural, urban, and agricultural areas in the Brazilian Cerrado. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Rio Claro, v. 23, n. 3, p. 307-317, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000009>
- NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SCHOR, H. H. R. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do rio das velhas. *Química Nova*, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 797-804, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000400008>
- OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 523-529, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017154657>
- PIZELLA, D. G.; SOUZA, M. P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 139-148, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200005>
- PORTO, F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de Bacias Hidrográficas. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.
- ROSSITER, K. W. L. R.; BENACHOUR, M.; MATTA, E.; MORAIA, M. M. Q. M. M.; CALADO, S. C. S.; GUNKEL, G. Diagnóstico da qualidade da água ao longo da transposição de um canal de concreto: Um estudo de caso do canal do Sertão Alagoano, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 36, p. 145-154, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151010>
- SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 19, n. esp., p. 87-94, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522014019010000588>
- SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; NORONHA, C. V. Variação sazonal e temporal da qualidade das águas em um ponto do córrego Gameleiras usando técnicas quimiométricas robustas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 5, p. 969-983, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017158455>
- SANTA CATARINA (Estado). Decreto nº 14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental. *Diário Oficial [do] Estado de Santa Catarina*, Florianópolis, 9 jun. 1981.
- SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará-Brasil). *Acta Amazonica*, Manaus, v. 42, n. 3, p. 413-422, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000300014>
- SMITH, R. A.; ALEXANDER, R. B.; SCHWARZ, G. E. Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the Conterminous United States. *Environmental Science and Technology*, v. 37, n. 14, p. 3039-3047, 2003. <https://doi.org/10.1021/es020663b>

SOUZA, A. P. *Índice de qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas vegetais, no sul do Estado do Espírito Santo*. 71f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2011.

STROBL, R. O.; ROBILLARD, P. D. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: a review. *Journal of Environmental Management*, v. 87, n. 4, p. 639-648, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.001>

TRINDADE, A. L. C.; ALMEIDA, K. C. B.; BARBOSA, P. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131457>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Aquatic life ambient water quality criteria for Ammonia – freshwater*. Washington, D.C.: USEPA, 2013. 242 p.

_____. *Quality Criteria for water*. Washington, D.C., USEPA, 1986. 450 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment Technologies and implementation of discharge standards in developing countries. *Urban Water*, v. 4, n. 1, p. 105-114, 2002. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00066-8](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00066-8)

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines for Drinking-water Quality*. 3. ed. Genebra: WHO, 2011. v. 1. 541 p.

ZUCCO, E.; PINHEIRO, A.; SOARES, P. A.; DESCHAMPS, F. C. Qualidade das águas em uma bacia agrícola: subsídios ao programa de monitoramento. *Revista de Estudos Ambientais*, Blumenau, v. 14, n. 3, p. 88-97, 2012. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2012v14n3p88-97>



DERRAMAMENTO DE PETRÓLEO E SEUS IMPACTOS NO AMBIENTE E NA SAÚDE HUMANA

OIL SPILLS AND ITS ENVIRONMENTAL AND HUMAN HEALTH IMPACTS

Camilla Szerman Euzebio 

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Macaé (RJ), Brasil.

Giovanna da Silveira Rangel 

Graduanda do Bacharelado em Ciências Biológicas do NUPEM, UFRJ – Macaé (RJ), Brasil.

Rejane Côrrea Marques 

Doutora em Biofísica, UFRJ. Professora no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, NUPEM, e no curso de graduação em Enfermagem e Obstetrícia, UFRJ – Macaé (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Camilla Szerman Euzebio – Estrada dos Bandeirantes, 14000, casa 30 – Vargem Pequena – CEP 22783-112 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil –
E-mail: szerman@outlook.com

Recebido em: 14/05/2019

Aceito em: 16/08/19

RESUMO

A exploração petrolífera envolve atividades com alto índice poluidor que podem prejudicar a qualidade da água, do solo, do ar e, conseqüentemente, a qualidade de vida dos seres vivos. A dependência energética mundial pautada nessa indústria causa grande exposição a desastres ambientais nas áreas exploradas, o que torna urgente a intensificação das pesquisas nesse campo. Esta revisão visou identificar estudos sobre os efeitos deletérios para o ambiente e para a saúde das populações em áreas de desastres associados a derramamentos de óleo. Os resultados evidenciam a relação entre a exposição de indivíduos a derramamentos de óleo e o conseqüente surgimento de efeitos físicos, psicológicos, genotóxicos e endócrinos nesses indivíduos. Contudo, ainda é necessário o desenvolvimento de estudos aprofundados visando ao estabelecimento de níveis agudos e crônicos de contaminação e seus efeitos na saúde humana, assim como protocolos rígidos de segurança ambiental dos processos, justificados pela frequência relativamente alta desse tipo de desastre.

Palavras-chave: derramamento de óleo; contaminação; petróleo; ambiente; saúde.

ABSTRACT

Oil exploration involves high pollution potential activities that may impair water, soil and air quality and, consequentially, the quality of life of living beings. The world's energetic dependence on this industry causes high exposure to environmental disasters in explored areas, which makes the intensification of researches in this field to be urgent. This review aims to identify studies on the deleterious effects on the environment and health of populations in oil spill disaster areas. The results show a relation between the exposure of individuals to oil spills and the consequent emergence of physical, psychological, genotoxic and endocrine effects on them. However, it is still necessary to develop in-depth studies aimed at establishing acute and chronic levels of contamination and their effects on human health, as well as strict processes environmental safety protocols, justified by the relatively high frequency of this type of disaster.

Keywords: oil spill; contamination; petroleum; environment; health.

INTRODUÇÃO

O processo exploratório do petróleo envolve atividades com alto índice de potencial poluidor, principalmente em sua fase de refino, na qual são utilizados equipamentos e técnicas que ainda não são tecnologicamente eficientes do ponto de vista ambiental. Durante esse processo são consumidas grandes quantidades de água e energia, produzindo líquidos poluidores (águas contaminadas despejadas a céu aberto, água de refrigeração, águas de processo e efluentes sanitários) e liberando gases nocivos na atmosfera (ROGOWSKA; NAMIEŚNIK, 2010; SINGH *et al.*, 2015). Além disso, são produzidos também resíduos sólidos de difícil tratamento sob a forma de lamas geradas em diversas etapas do processo de refino (MARIANO, 2001). A exploração *offshore* pode ocasionar vazamentos nos dutos e nas plataformas, afetando diretamente o meio ambiente mais próximo. Todos esses fatores, somados, podem prejudicar a qualidade da água, do solo, do ar e, por consequência, a qualidade de vida de todos os seres vivos.

A poluição marítima começou a ser vista com mais atenção nos anos 50 do século passado, após inúmeros casos de despejo de óleo por navios. Esse potencial poluidor do óleo foi reconhecido pela Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição do Mar por Óleo (OILPOL), ocorrida na Inglaterra, em 1954. A referida convenção instituiu um conjunto de competências que deveriam ser desempenhadas pela Organização Marítima Internacional (IMO) quando ela fosse constituída. Porém, a OILPOL entrou em vigor em 1958 (NORONHA; FERREIRA; PINTO, 2018). Foram definidas, a partir dessa convenção, formas de evitar a poluição definindo zonas de descarte proibido e obrigando as empresas envolvidas no processo a estabelecerem locais adequados para receber resíduos e águas com óleo (IMO, 2019).

A Convenção Internacional sobre Preparação, Resposta e Cooperação para Poluição por Óleo (OPRC 90) foi elaborada após o derramamento de óleo da Exxon Valdez e define que todo acidente deve ser reportado imediatamente às autoridades marítimas, que todo navio ou plataforma deve manter um estoque de equipamentos necessários para contenção de vazamentos e que exercícios simulados devem ocorrer frequentemente, a fim de evitar possíveis falhas técnicas (IMO, 2019).

No caso do Brasil, ao longo dos últimos anos, as leis relativas ao meio ambiente foram se tornando cada vez

mais rigorosas e o crescente avanço no processo de licenciamento ambiental específico para o setor de óleo e gás é um dos exemplos das tentativas de controlar os impactos causados por essa indústria. A Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.939/81, art. 9, IV) e a Lei do Petróleo (Lei nº 9.479/97), com auxílio de órgãos reguladores e executores, tais como o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), a Agência Nacional do Petróleo (ANP) e o Conselho Nacional de Política Energética (CNPE), são alguns dos mecanismos utilizados para regular a indústria do petróleo ambientalmente (SCHAFFEL, 2002). O princípio da precaução é adotado por todas essas leis, explicitando a importância de se adotar medidas que evitem desastres ambientais. Segundo tal princípio, se faz necessária a antecipação de potenciais perigos para a saúde humana e ambiental nesse cenário (MOTA, 2006).

Em janeiro de 2000, o rompimento de um oleoduto na Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, lançou 1.300 m³ de óleo na região (GABARDO *et al.*, 2001; MACIEL-SOUZA *et al.*, 2006). Poucos meses depois, em abril do mesmo ano, a Lei nº 9.966/00, conhecida como Lei do Óleo, foi promulgada. Ela dispõe sobre prevenção, controle e fiscalização de contaminantes lançados na água por derramamento de óleo e outras substâncias nocivas ao meio ambiente (BRASIL, 2000).

Desde a criação da ANP, os órgãos legisladores e executores estão se especializando nos impactos causados por essa indústria. A dependência energética do Brasil e do mundo pautada nos produtos e subprodutos do petróleo causa uma maior exposição a desastres ambientais nas áreas mais exploradas para esse recurso. Derramamentos de óleo causados por falhas nos equipamentos e materiais utilizados, lançamento de gases poluentes na atmosfera durante as etapas de refino e tantos outros tipos de contaminação causados por petróleo tornam urgente a intensificação das pesquisas e leis voltadas a esse setor.

Essas leis, principalmente as relacionadas à indústria petrolífera, estavam em processo de enrijecimento à medida que novas necessidades foram surgindo, mas a partir das eleições presidenciais de 2018 o cenário da legislação ambiental brasileira começou a sofrer mudanças (FERRANTE; FEARNESIDE, 2019). O governo eleito demonstrou uma clara intenção de enfraquecer o

licenciamento ambiental (FEARNSIDE, 2018) e remover do IBAMA a autoridade desse licenciamento (SOTERRONI *et al.*, 2018). Exemplos desse enfraquecimento foram a mudança do setor de controle de desmatamento do Ministério do Meio Ambiente para o Ministério da Agricultura (FERRANTE; FEARNSIDE, 2019) e a iminente exploração petrolífera na região de Abrolhos, onde está localizado o Parque Nacional Marinho de Abrolhos, complexo recifal que serve como hábitat natural para diversas espécies endêmicas (BORGES, 2019).

Inúmeros derramamentos de óleo são contínuos e em menor escala, poluindo gradativamente os ambientes onde estão inseridos ao redor do mundo. Derramamentos em maior escala, com características de desastre ambiental, são mais estudados, como o da Exxon Valdez, no Alaska em 1989 (PALINKAS *et al.*, 2004; CARLS *et al.*, 2016; SHORT, 2017), o de Prestige na Espanha em 2002 (Moreno *et al.*, 2011) e o da costa das Ilhas Guimaras nas Filipinas em 2006 (UNO *et al.*, 2017), o encalhamento do navio de carga MSC Napoli na Inglaterra em 2007 (LEWIS *et al.*, 2010), o derramamento do Golfo de Taranto na Itália em 2012 (CRISAFI *et al.*, 2016) e o mais estudado de todos, o acidente envolvendo a explosão da plataforma Deepwater Horizon, no Golfo do México em 2010 (JERNELÖV, 2010; ROTKIN-ELLMAN *et al.*, 2012; BUCKINGHAM-HOWES *et al.*, 2019; HUETTEL *et al.*, 2018; PEREZ-UMPHREY *et al.*, 2018).

O primeiro grande derramamento intensamente estudado foi o da empresa Exxon Valdez, que despejou

pelo menos 43 mil m³ de óleo cru no mar do Alaska, em março de 1989. Por ter ocorrido em um local com pouca influência humana, seus impactos foram facilmente identificáveis, entre eles a redução do crescimento e o aparecimento de deformidades nos peixes pela ingestão de hidrocarbonetos (SHORT, 2017).

No Brasil, apenas nos quatro primeiros meses de 2019, a imprensa nacional reportou quatro vazamentos de óleo no Sudeste do país. Logo no começo do ano, em janeiro, um furo na parte inferior de uma plataforma ocasionou o vazamento de 4.900 litros de óleo no mar, na região offshore de Macaé, Rio de Janeiro (O GLOBO, 2019b). O vazamento de maior impacto, na costa do estado do Espírito Santo, foi de 260 mil litros de óleo, em uma operação de transferência entre a plataforma e o navio de carga (IBAMA, 2019). No mês de abril, dois vazamentos foram noticiados no Norte Fluminense, sendo um na altura dos municípios de Búzios, Arraial do Cabo e Cabo Frio (ISTO É, 2019) e o mais recente (22/04/2019) na altura da cidade de Campos dos Goytacazes (O GLOBO, 2019a).

Sendo assim, o objetivo deste manuscrito foi revisar os estudos sobre os efeitos deletérios da exposição ao óleo para o ambiente e para a saúde das populações, em áreas de desastre associadas a derramamentos de óleo. Os estudos foram classificados de acordo com o tipo de efeito encontrado nos diversos compartimentos ambientais e em seres humanos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi realizado um levantamento da literatura sobre derramamento de óleo ao longo dos últimos 29 anos usando a opção “busca avançada” do portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), disponível em <http://www.periodicos.capes.gov.br>. O periódico CAPES permite acesso a bases de dados de revistas científicas, tais como SciELO, Web of Science, Science Direct, PubMed e Scopus. O levantamento contemplou artigos publicados entre janeiro de 1990 e maio de 2019, considerando artigos em língua inglesa e portuguesa.

As palavras-chave usadas para a pesquisa dos artigos incluíram “oil spill”, “oil spill accident”, “oil spill residues”, “oil spill impacts”, “oil spill southeast Brazil”, “oil spill Gulf of Mexico”, “PAH and BTEX” e “derramamento pe-

tróleo”, selecionando aqueles que discutiam a questão dos impactos gerados por derramamento de petróleo. Buscou-se referências sobre acidentes envolvendo derramamentos de óleo em geral, bem como possíveis impactos gerados pelos contaminantes lançados no meio ambiente. A pesquisa dos termos “oil spill southeast Brazil” e “oil spill Gulf of Mexico”, especificamente, foi feita com o objetivo de comparar a produção científica sobre duas regiões no mundo que sofrem constantemente com derramamentos de óleo. Todavia, estudos sobre impactos causados pela indústria petrolífera fora dessas duas regiões também foram considerados.

Foram excluídos artigos em duplicata e aqueles que não atendiam ao objetivo do artigo, sendo incluídos 55 artigos para análise. Os artigos selecionados foram

tabulados de acordo com a descrição de suas principais características, tais como: ano de publicação, autor, periódico, objetivos e resultados. A análise dos artigos aconteceu em dois momentos. O primeiro foi a elaboração de um quadro sinóptico que contemplava os itens autor/periódico/ano de publicação, título do trabalho, objetivos e resultados. A visualização dos artigos nesse quadro permitiu avaliar se respondiam ao objetivo da revisão.

Os dados foram organizados de forma a relacionar os derramamentos de óleo e os efeitos já conhecidos dos derivados de petróleo bruto aos efeitos observados nos diferentes compartimentos ambientais e em seres humanos. Nesse sentido, buscou-se entender melhor a conexão entre todos esses fatores, uma vez que desastres ambientais nessas proporções afetam diretamente o meio ambiente e a vida da população que vive nas respectivas áreas de influência.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os impactos causados pela indústria do petróleo são diversos e os poluentes liberados podem se acumular no solo e nos sedimentos, contaminar a fauna, a flora, a água e, principalmente, os seres humanos. Os indivíduos envolvidos diretamente na exploração petrolífera e aqueles que residem nas adjacências de campos exploratórios e/ou refinarias sofreram impactos em sua saúde física e psicológica. Ainda que alguns artigos tratem exclusivamente dos efeitos no meio ambiente

ou na saúde humana, é indiscutível que há associação direta entre ambos os fatores.

Dos 55 artigos selecionados para análise, três foram artigos de revisão sem área de estudo definida. Entre os 52 artigos restantes, a maior parte deles foi desenvolvida na Europa ou nos Estados Unidos (60%) (Tabela 1); 28 abordaram os impactos de derramamentos de óleo no meio ambiente e 27 discutiram os efeitos causados na saúde humana, sejam eles físicos ou psicológicos.

Impactos ambientais

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e os do grupo formado por benzeno, tolueno, etil-benzeno e xileno (BTEX) são compostos orgânicos gerados, entre outras fontes, pela indústria petrolífera, seja por derramamento de óleo, seja por emissões liberadas na atmosfera durante seu processo de refino. Esses compostos possuem papel de destaque em estudos ambientais por seu caráter mutagênico e carcinogênico, sendo considerados altamente poluentes (WHO, 1983; JANJUA *et al.*, 2006; ARIF; SHAH, 2007; MEO *et al.*, 2008; RIBEIRO, 2012; JUNG *et al.*, 2013; TANG *et al.*, 2013; TALASKA *et al.*, 2014). A exposição a esses conta-

minantes pode impactar o meio ambiente em diferentes formas e níveis, uma vez que ficam retidos no solo/sedimentos, dispersos na água e/ou bioacumulados nos indivíduos que entram em contato com esses contaminantes. A instalação de indústrias e novos blocos exploratórios de petróleo, as emissões veiculares e a combustão de biomassa são as principais fontes de liberação desses compostos (LI *et al.*, 2001; UNEP, 2002; SCHUSTER *et al.*, 2015), que são altamente resistentes à degradação química e biológica, intensificando seu tempo de permanência no ambiente.

Tabela 1 – Distribuição regional dos artigos considerados no presente estudo.

Região	Número de artigos	%
América do Norte (Estados Unidos)	25	48
Ásia	11	21
América do Sul	8	15
Europa	6	12
África	2	4

O Quadro 1 apresenta resultados encontrados em diferentes artigos sobre as consequências de derramamento de

Contaminação do solo e sedimentos

A contaminação de cabeceiras de rios é um problema que pode tomar grandes proporções, uma vez que os contaminantes podem ser levados a grandes distâncias ao longo do curso do rio, atingindo diversos indivíduos pelo caminho. Rosell-Melé *et al.* (2018) analisaram amostras de solo e sedimentos para investigar a ocorrência de poluição por hidrocarbonetos petrogênicos em áreas usadas para caça e pesca de populações indígenas na região noroeste da Amazônia peruana. A amostragem foi feita em uma região de exploração petrolífera em uma das cabeceiras do Rio Amazonas. O material coletado a jusante da exploração de óleo e da infraestrutura de processamento apresentou quantidades significativas de hopanos e esteranos, caracterizando uma assinatura de poluição. A presença de HPAs nos sedimentos sugere que populações indígenas e animais que vivem a jusante do rio estão expostos à ingestão desses contaminantes. Dada a ausência de outras possíveis fontes para esses compostos, os autores chegaram à conclusão de que as fontes mais prováveis seriam despejos voluntários e derramamentos acidentais de petróleo durante o processo de exploração.

óleo no ambiente, conforme o meio analisado em cada trabalho, sendo eles: solo e sedimentos; fauna e flora; e água.

No derramamento da Deepwater Horizon, 7 mil m³ de dispersantes foram lançados na água para aliviar os efeitos do óleo, decompondo grandes manchas em pequenas gotículas, aumentando a solubilidade dos hidrocarbonetos na água e facilitando o transporte para o sedimento. Muitas dessas gotículas são adsorvidas ao sedimento, resistindo aos processos de degradação, porém quando ocorre a suspensão do sedimento rico em hidrocarbonetos, a presença desses dispersantes potencializa a disponibilização dos poluentes de volta ao ambiente. No estudo de Duan *et al.* (2018) observou-se que principalmente aqueles poluentes com maior peso molecular, consequentemente mais resistentes ao intemperismo natural e com maior afinidade ao dispersante e/ou à matéria orgânica do sedimento, permaneceram em quantidades bastante superiores aos níveis anteriores ao derramamento mesmo cinco anos depois. Nos testes de ressuspensão do sedimento, o processo somente com água do mar resultou na desorção (retirada do poluente adsorvido ao sedimento) de 22,4% da concentração de hidrocarbonetos totais do sedimento, e com o uso de dispersantes para

Quadro 1 – Estudos sobre os impactos ambientais do derramamento de óleo.

Impactos	Autores/ano	Resultados
Solo e sedimentos	Maciel-Souza <i>et al.</i> , 2006; Short <i>et al.</i> , 2017; Duan <i>et al.</i> , 2018	Persistência de óleo nos sedimentos, mesmo depois de anos após o derramamento, independente do processo de intemperismo.
	Burgos-Núñez <i>et al.</i> , 2017; Rosell-Melé <i>et al.</i> , 2018	Assinatura de poluição proveniente de atividade petrolífera.
	Perez Calderon <i>et al.</i> , 2018	Efeitos variados de pressão, temperatura e contaminação por óleo na composição da comunidade bacteriana dentro do sedimento.
	Duan <i>et al.</i> , 2018	O uso de dispersantes potencializou o transporte de óleo para o sedimento e a disponibilização dos poluentes de volta para a água durante a ressuspensão.
	Lee <i>et al.</i> , 2019	Os HPAs foram mais resistentes à degradação e sua persistência pode ter impactos deletérios no ecossistema de sedimentos.
	Huettel <i>et al.</i> , 2018	Soterramento de óleo em areia de praia, gerando aumento da comunidade bacteriana e diminuição da diversidade da região.

Continua...

Quadro 1 – Continuação.

Impactos	Autores/ano	Resultados
Fauna e flora	Silva <i>et al.</i> , 2009; Lewis <i>et al.</i> , 2010; Sturve <i>et al.</i> , 2014; Santiago <i>et al.</i> , 2016; Short, 2017; Gutiérrez <i>et al.</i> , 2018; Ward <i>et al.</i> , 2017	Contaminação da fauna marinha, com danos ao DNA, redução da viabilidade celular, diminuição de função imune, inibição de enzimas, distúrbios nos mecanismos de defesa antioxidante, ação tóxica de radicais livres, redução do crescimento e aparecimento de deformidades.
	Burgos-Núñez <i>et al.</i> , 2017; Perez-Umphrey <i>et al.</i> , 2018	Correlação entre contaminação de sedimentos e aves, mostrando que derramamentos marinhos podem se estender imediatamente para ecossistemas terrestres.
	Al-Hashem; Brain; Omar, 2007	Contaminantes foram encontrados em lagartos e formigas anos após o último derramamento de óleo.
	Orta-Martínez <i>et al.</i> , 2018	A ingestão de solo e água em áreas contaminadas por petróleo em florestas tropicais úmidas são uma fonte potencial de exposição a compostos petrogênicos para fauna e comunidades humanas que dependem da caça de subsistência.
	Moreno <i>et al.</i> , 2011	As concentrações de Cu e Pb foram, respectivamente, duas e cinco vezes maiores do que antes do derramamento em gaivotas-de-patas-amarelas e corvos-marinhos-de-crista europeus.
	Zengel <i>et al.</i> , 2018	As <i>Phragmites</i> analisadas não se recuperaram totalmente e o óleo e a queima posterior resultaram em uma assembleia de espécies misturadas, no lugar da forte dominância das <i>Phragmites</i> .
	Reinert, Pinho e Ferreira, 2016	O monitoramento dos efeitos da poluição na vegetação de mangue detectou o comprometimento da função fotossintética antes da manifestação visual dos sintomas em resposta à contaminação por óleo.
	Uno <i>et al.</i> , 2017	As concentrações de HPAs nos crustáceos, avaliadas cinco anos depois, estavam oito vezes mais altas do que antes do derramamento.
	Ainsworth <i>et al.</i> , 2018	Diminuição da biomassa de grupos de peixes, mudança da estrutura etária, com perda de juvenis, alterações de distribuição, diversidade e relações tróficas.
	Uno <i>et al.</i> , 2010	Pireno, fenantreno e fluoranteno foram dominantes na maioria dos peixes; e criseno, em todos os crustáceos. As maiores concentrações de homólogos alquilados foram detectadas nos crustáceos, quando comparados aos peixes.
	Kang <i>et al.</i> , 2016	A meiofauna parece ser mais sensível ao estresse causado pela poluição de óleo nos locais contaminados.
Água	Ifelebuegu <i>et al.</i> , 2017	Deterioração da qualidade da água (aumento de turbidez, do total de sólidos dissolvidos e suspensos, de metais pesados etc.).
	Han <i>et al.</i> , 2018	HPAs continuaram presentes nos resíduos coletados depois de dois meses. Proteções costeiras tiveram papel importante no controle dos padrões de transporte de óleo.

a ressuspensão, esse valor aumenta para 31,9%; e para 38,2% nos diferentes tipos de dispersantes. Analisando os valores de hidrocarbonetos totais, n-alcanos e HPAs, foi relatado que 71,6% dos hidrocarbonetos, 74,8% dos n-alcanos e 91,9% dos HPAs continuaram muito estáveis em sua ligação ao sedimento mesmo com múltiplas ressuspensões com água do mar, mas com os dispersantes na água essas taxas diminuem para 57,3; 68,1 e 81,4%, respectivamente.

A região da Bacia de Cispatá, na Colômbia, mantém um importante porto onde chegam inúmeros carregamentos de óleo todos os dias, aumentando a probabilidade de alguma contaminação decorrente de vazamento nos navios que fazem o transporte. Com o objetivo de analisar esse cenário, Burgos-Nuñez *et al.* (2017) coletaram amostras de sedimento, água, peixes e aves marinhas para avaliar a presença de HPAs e metais pesados em águas rasas dessa região. Utilizando a técnica de análise por cromatografia gasosa, eles encontraram pelo menos um tipo de HPA em todas as amostras de água, sedimento, músculo de peixe e sangue de ave. A concentração total de HPAs variou de 0,03 a 0,34 ng.mL⁻¹ na água, de 7,0 a 41 ng.g⁻¹ nos sedimentos, 53,24 ng.g⁻¹ nos peixes e uma média de 66 ng.g⁻¹ nas aves. Segundo os autores, a presença desses hidrocarbonetos se deve, principal-

mente, a derramamentos de óleo durante o transporte até o porto que fica na região, justificada pelos índices de compostos que indicam origem petrogênica. Apesar de os resultados apresentarem concentrações de HPAs abaixo daquelas encontradas em áreas poluídas, a região sofre constantes derramamentos de óleo, sendo suscetível à futura contaminação do ecossistema estuarino e da biota associada.

Lee *et al.* (2019) verificaram que os HPAs foram mais resistentes à degradação e sua persistência pode ter impactos deletérios no ecossistema de sedimentos. Os autores avaliaram a recuperação microbiana de sedimentos costeiros, analisando a estrutura e a diversidade da comunidade microbiana e sua contribuição funcional para a degradação de HPAs. Os resultados mostraram que, mesmo que os poluentes estejam completamente degradados, a comunidade microbiana ainda não se recuperou completamente do derramamento de óleo do Hebei Spirit — passados mais de dez anos do derramamento no litoral da Coreia do Sul — e concluiu-se que a avaliação de ecossistemas microbianos em ambientes contaminados deve considerar tanto o destino de poluentes quanto a dinâmica de espécies microbianas que contribuem funcionalmente para a sua degradação.

Contaminação da flora

Algumas espécies vegetais podem ser ótimos marcadores de contaminação. Por retirarem nutrientes da água e do solo para sobreviver, quando uma dessas fontes está contaminada, os contaminantes aparecem retidos no corpo do vegetal (DE TEMMERMAN *et al.*, 2004).

A *Laguncularia racemosa* é uma espécie típica de manguezais e foi utilizada como marcadora da qualidade ambiental no trabalho de Reinert, Pinho e Ferreira (2016). Os autores utilizaram essa espécie para monitorar os efeitos da poluição da vegetação de um manguezal exposto à contaminação por meio de simulações de derramamentos de óleo. Os testes foram feitos acrescentando óleo ao sedimento que envolvia a planta, o que resultou em um decréscimo na performance fotossintética. O índice total de performance fotossintética caiu 80% depois de 13 dias de exposição e, depois de 17 dias, ainda não tinha sido recuperado.

Algumas espécies têm a habilidade de se recuperar rapidamente em situações de contaminação e podem

ser uma forma viável de restaurar o ambiente degradado. A *Phragmites australis*, por exemplo, é uma espécie comum em pântanos e possui essa capacidade. Zengel *et al.* (2018) estudaram como essa espécie pode ser utilizada na recuperação de um ambiente exposto a derramamentos de óleo, no delta do Rio Mississippi, localizado em Louisiana, Estados Unidos, e como a queima *in situ* auxilia no processo de remediação de desastres desse gênero. O trabalho analisou o impacto desse tipo de remediação na vegetação e sua recuperação ao longo de três anos. Os resultados apontaram que houve uma recuperação do hábitat relativamente rápida (concentrações de óleo abaixo dos níveis de *background* em três meses); a qualidade geral em termos de composição de espécies nativas e o potencial alimentar sofreram uma melhora local pela queima. Sendo assim, os autores concluíram que a queima *in situ* é uma alternativa viável para a remediação de áreas úmidas contaminadas por óleo e que possuem uma composição de espécies similar.

Contaminação da fauna

Os compostos contaminantes são encontrados em diferentes espécies, dependendo de seus hábitos alimentares e da região onde vivem. Alguns indivíduos são contaminados por contato direto com os agentes contaminantes e outros pelo seu papel na cadeia alimentar, ingerindo indivíduos previamente contaminados (MEADOR *et al.*, 1995). A diferença de concentração de contaminantes entre indivíduos expostos ao mesmo desastre pode ser explicada por diferenças entre os metabolismos das espécies (UNO *et al.*, 2010). Existem inúmeros estudos que analisam a contaminação por hidrocarbonetos em diferentes espécies.

Um biomarcador muito utilizado para medir o grau de contaminação de ambientes aquáticos é a análise da bile de diferentes espécies de peixes. Normalmente, em indivíduos expostos a contaminantes como HPAs a concentração desses compostos em sua bile será alta (STURVE *et al.*, 2014). Dependendo da concentração desses contaminantes, os resultados podem sugerir uma ação tóxica de radicais livres e distúrbios nos mecanismos de defesa antioxidantes dos organismos, além de lesões severas encontradas em estudos histopatológicos (SILVA *et al.*, 2009).

Santiago *et al.* (2016) e Gutiérrez *et al.* (2018) estudaram os impactos causados pela indústria do petróleo em mexilhões de Macaé, município do estado do Rio de Janeiro, principal base operacional de exploração de óleo *offshore* no Brasil. Os mexilhões foram escolhidos por serem organismos resistentes a muitos compostos químicos e por serem abundantes no ambiente, critérios recomendados para indicadores biológicos (GOLDBERG, 1975; AZEVEDO; ANDRADE BRÜNING; MOREIRA, 2004; FRANCIONI *et al.*, 2007; YOSHIMINE *et al.*, 2012). Segundo Santiago *et al.* (2016), as razões de HPAs encontradas indicam influência tanto de fontes pirogênicas quanto de fontes petrogênicas nos mexilhões, típico de uma grande área urbana com influência da indústria petrolífera. A concentração total de HPAs encontrada no estuário do Rio Macaé foi similar aos valores máximos reportados na Baía de Guanabara, uma área conhecida por contaminação generalizada de derivados de óleo. O trabalho de Gutiérrez *et al.* (2018) monitorou os ecossistemas costeiros da mesma região para avaliar a genotoxicidade. Os maiores danos no DNA foram observados em estuários urbanos, enquanto nas ilhas próximas à costa os níveis de genotoxicidade foram próximos de zero. Os mexilhões coletados nas praias apresentaram danos

intermediários, com influência da urbanização. Em ambos os trabalhos, a distribuição espacial das concentrações de HPAs e de genotoxicidade foi similar.

Até animais menores podem ser afetados por exposição a HPAs, como é o caso dos gastrópodes marinhos conhecidos como lapas, que no estudo de Lewis *et al.* (2010) sofreram impactos subletais após o segundo derramamento de óleo no acidente com o navio MSC Napoli, na Inglaterra. Assim como no caso dos mexilhões, esses indivíduos sofreram danos em seu DNA. Espécies que compõem a meiofauna, invertebrados que vivem enterrados no sedimento, também são afetadas por derramamentos de óleo, apresentando maior sensibilidade ao estresse em locais muito contaminados e mudanças em sua composição (KANG *et al.*, 2016).

Alguns organismos, como os crustáceos, podem demorar anos até serem considerados completamente regenerados. Crustáceos das Filipinas, por exemplo, que foram expostos a um derramamento de óleo apresentaram concentrações de HPA total oito vezes mais altas do que antes do desastre, mesmo já tendo se passado cinco anos (UNO *et al.*, 2017).

Ainsworth *et al.* (2018) realizaram um estudo usando um modelo ecossistêmico para os impactos do derramamento da plataforma Deepwater Horizon e a recuperação das populações dos grupos funcionais analisados de peixes, com validação das predições do modelo por meio de observações de veículos remotamente operados nos anos seguintes ao desastre. Com isso, eles puderam inferir uma grande queda de biomassa dos grupos, especialmente afetando o grupo dos peixes pequenos demersais e de recifes, seguidos pelos peixes grandes pelágicos e demersais. A grande diferença entre esses grupos está no tempo necessário para a recuperação dessa biomassa. A estimativa para os peixes menores foi de até 10 anos, enquanto peixes grandes demersais podem levar mais de 20 anos; e mais da metade grupo dos peixes grandes pelágicos levaria mais de 30 anos, com a possibilidade de não retornarem aos valores anteriores ao derramamento. Houve, ainda, impacto sobre a estrutura etária em quase todos os grupos, com grande perda de indivíduos juvenis, levando a uma diminuição do número de indivíduos em fase reprodutiva nas gerações seguintes. Além disso, os impactos sobre a distribuição e a diversidade das espécies geraram grande alteração das relações tróficas.

As aves podem ser contaminadas em derramamentos de óleo por contato direto com os poluentes ou por ingestão de peixes contaminados. Elas podem passar essa contaminação adiante, mas muitas vezes conseguem se regenerar depois de alguns anos (MORENO *et al.*, 2011). Moreno *et al.* (2011) analisaram as penas de duas espécies de aves marinhas (aquelas que têm o mar como hábitat e fonte de alimento) para monitorar os níveis e a persistência de metais pesados depois do derramamento de óleo do navio petroleiro Prestige, na Espanha. Tanto nas gaivotas quanto nos corvos-marinhos-de-crista, as concentrações de Cu e Pb foram, respectivamente, duas e cinco vezes maiores do que as concentrações antes do desastre ambiental, mas voltaram ao valor de *background* depois de três anos.

Além da contaminação de habitats marinhos, derramamentos de óleo podem se estender imediatamente para ecossistemas terrestres. Perez-Umphrey *et al.* (2018) analisaram amostras de fígado de pardais que viviam na região onde aconteceu o derramamento de óleo da plataforma Deepwater Horizon, no Golfo do México, e os padrões de HPAs encontrados nos sedimentos marinhos correspondem aos encontrados na análise dos pardais. Outra prova de que a contaminação pode percorrer lon-

Contaminação da água

Rios e oceanos podem ser contaminados direta ou indiretamente. A contaminação direta dos rios se dá por despejo de rejeito de exploração ao longo do curso d'água e/ou por ruptura de dutos que transportam o óleo até os portos. Indiretamente, essas águas podem ser afetadas pela entrada da água do mar contaminada por meio dos estuários (LACERDA *et al.*, 2008). A maior contaminação de água potável do Brasil se deu pelo rompimento de um duto proveniente da Refinaria Getúlio Vargas, que despejou 4 milhões de litros de óleo nos rios Barigui e Iguaçu, na Região Sudeste do país (SILVA *et al.*, 2009).

Características naturais da água, tais como turbidez, condutividade, quantidade de metais pesados, temperatura, pH, salinidade, entre outras, podem ser alteradas quando em contato com contaminantes como os HPAs. Um estudo feito no delta do Rio Níger mostrou uma de-

terioração da qualidade da água após um derramamento de óleo na região, com resultados fora dos limites nacionais e internacionais para água potável (IFELEBUEGU *et al.*, 2017). As condições climáticas também influenciam o comportamento desses contaminantes na água, aumentando a concentração de HPAs durante as estações mais chuvosas e, conseqüentemente, aumentando os efeitos carcinogênicos em função da exposição aos poluentes, principalmente de crianças (SARRIA-VILLA *et al.*, 2016). As correntes marítimas e as construções na costa podem alterar o padrão de propagação das plumas contaminantes, como foi o caso do derramamento de Chennai, cidade na costa da Índia, onde os quebra-mares aprisionaram parte do óleo que estava sendo carregado pela correnteza, facilitando o processo de limpeza manual da área (HAN *et al.*, 2018).

gas distâncias é a presença de HPAs em lagartos encontrados no deserto do Kuwait, longe do ponto principal de contaminação do campo de óleo de Al-Burgan. Por causa do grau de persistência desses contaminantes, mesmo 12 anos após o desastre, formigas que transitavam entre o local do derramamento e o deserto transferiram hidrocarbonetos para os lagartos que as comiam (AL-HASHEM; BRAIN; OMAR, 2007).

A exploração de petróleo onshore também contamina o ambiente ao redor e gera, muitas vezes, mudanças nos hábitos dos ecossistemas onde está inserida. O estudo de Orta-Martínez *et al.* (2018), feito com a instalação de câmeras em áreas contaminadas da Amazônia peruana, mostra animais como antas, pacas e veados se alimentando em locais contaminados. A água produzida é gerada como subproduto do petróleo durante seu processamento primário e contém alta salinidade (MOTTA, 2013). A região da Amazônia peruana é conhecida pela carência de sal, então as espécies matam a sede nesses locais contaminados devido à alta salinidade da água produzida. O maior problema dessa contaminação é que essas espécies são muito importantes na dieta das populações indígenas locais, podendo levar a contaminação aos seres humanos.

dos. No entanto, estudos sobre as repercussões da exposição ao óleo na saúde humana são escassos; grande

Impactos na saúde humana

Efeitos nocivos de derramamentos de óleo em diversas espécies de flora e fauna foram extensivamente estuda-

parte das investigações concentrou-se em efeitos agudos e sintomas psicológicos. A maioria deles era transversal e muitos não incluíram grupos controle (Quadro 2).

As populações que vivem próximas a áreas onde ocorreu derramamento de óleo estão mais suscetíveis a sofrer algum tipo de dano por contaminação. O óleo

Danos físicos

Uma vez que o petróleo possui compostos com características carcinogênicas, como os HPAs, muitos autores encontraram uma associação entre diversos

cru contém várias substâncias químicas tóxicas — com seus efeitos carcinogênicos, não carcinogênicos e mutagênicos para seres humanos — e os efeitos de longo prazo sobre a saúde, incluindo o desenvolvimento de câncer e doenças degenerativas resultantes dessa exposição podem resultar em uma carga substancial de doenças na população exposta (KIM *et al.*, 2013).

tipos de câncer (fígado, rins, pulmões, mama e próstata) e a exposição a locais que sofreram derramamentos de óleo (YANG *et al.*, 2000; BOERS *et al.*, 2005;

Quadro 2 – Estudos sobre os impactos do derramamento de óleo na saúde humana.

Impactos	Autores/ano	Resultados
Físicos	Merhi, 2010; Paz-y-Miño <i>et al.</i> , 2010; Harville <i>et al.</i> , 2018	Impactos no sistema reprodutivo, tais como infertilidade, aumento do risco de aborto espontâneo e de má formação congênita, diminuição da qualidade e aumento das taxas de anormalidade do sêmen.
	Harville <i>et al.</i> , 2017	As mulheres expostas a vazamentos de óleo têm maior probabilidade de relatar diabetes gestacional.
	Rotkin-Ellman <i>et al.</i> , 2012; D'Andrea; Reddy, 2014	Aumento do risco de câncer de fígado, rins, pulmões, mama e próstata.
	Lyons <i>et al.</i> , 1999; Janjua <i>et al.</i> , 2006; Zock <i>et al.</i> , 2007; Peres <i>et al.</i> , 2016; Harville <i>et al.</i> , 2017;	Dor e queimação na garganta e nos pulmões, sibilância, tontura, enjoo e dor de cabeça.
	Janjua <i>et al.</i> , 2006; Zock <i>et al.</i> , 2007; Meo <i>et al.</i> , 2008; Jung <i>et al.</i> , 2013; Kim <i>et al.</i> , 2013;	Redução das funções pulmonares e associação com efeitos respiratórios, tais como aumento de alergias, asma e falta de ar.
	Lyons <i>et al.</i> , 1999; Janjua <i>et al.</i> , 2006; Zock <i>et al.</i> , 2007; Peres <i>et al.</i> , 2016	Irritação na pele e nas mucosas (nariz e olhos).
	Strelitz <i>et al.</i> , 2018	Aumento de risco de infarto do miocárdio em trabalhadores expostos por mais de 180 dias.
Psicológicos	Gill; Picou 1998; Nriagu <i>et al.</i> , 2016; Rung <i>et al.</i> , 2016	Aumento dos níveis de estresse.
	Palinkas <i>et al.</i> , 1992; Palinkas <i>et al.</i> , 1993; Lyons <i>et al.</i> , 1999; Choi <i>et al.</i> , 2016; Rung <i>et al.</i> , 2016; Kwok <i>et al.</i> , 2017;	Ansiedade, transtorno do estresse pós-traumático, depressão e pensamentos suicidas.
	Palinkas <i>et al.</i> , 2004; Grattan <i>et al.</i> , 2011; Cherry <i>et al.</i> , 2015; Buckingham-Howes <i>et al.</i> , 2019	Perdas financeiras e culturais.
	Osofsky, Osofsky e Hansel, 2010; Rung <i>et al.</i> , 2016	Aumento e intensificação do uso de substâncias, como álcool e medicamentos, e de conflitos com parceiros.

ROTKIN-ELLMAN *et al.*, 2012; D'ANDREA; REDDY, 2014; ANTTILA *et al.*, 2015; STULTS; WEI, 2018).

O sistema reprodutivo pode ser severamente afetado, já que em locais mais expostos aos contaminantes o risco de aborto espontâneo tem índices mais altos (MERHI, 2010) e a qualidade do sêmen é pior (DE CELIS *et al.*, 2000; MERHI, 2010; PAZ-Y-MIÑO *et al.*, 2010).

Harville *et al.* (2017) mostraram que mulheres expostas ao derramamento de óleo do Golfo do México apresentaram maiores índices de diabetes gestacional, além de aumento de enjoo e tontura, que pode ser explicado pelo aumento dos níveis de glicose em situações de estresse. Porém, segundo os autores, ainda não é possível sugerir que a exposição de mulheres a derramamentos de óleo aumente o risco de complicações na gravidez, sendo necessários estudos mais aprofundados utilizando dados clínicos.

Indivíduos que vivem muito perto de campos de óleo e/ou trabalharam diretamente com a limpeza de locais onde houve derramamentos possuem maior probabilidade de apresentar irritações na pele, nos olhos e nas membranas mucosas (RAMIREZ *et al.*, 2017). Outros sintomas encontrados foram dores de cabeça, sibilância e queimação na garganta (LYONS *et al.*, 1999; JAN-

Danos psicológicos

Com relação aos efeitos sobre a saúde mental, a maioria dos estudos investigou os efeitos indiretos do acidente que afetou a subsistência das pessoas expostas, mas não os efeitos tóxicos diretos dos produtos químicos do petróleo.

Acidentes envolvendo contaminação por derramamento de petróleo afetam psicologicamente os indivíduos, uma vez que podem prejudicar a economia local (venda e consumo de peixes e frutos do mar) (CHERRY *et al.*, 2015), diminuir a oferta de água potável e áreas recreativas (IFELEBUEGU *et al.*, 2017), entre outros fatores. Entre seus diversos efeitos, destaca-se o aumento no nível de estresse (GILL; PICOU, 1998; NRIAGU *et al.*, 2016; RUNG *et al.*, 2016), ansiedade, transtorno do estresse pós-traumático e depressão (PALINKAS *et al.*, 1992; PALINKAS *et al.*, 1993; LYONS *et al.*, 1999; GRATTAN *et al.*, 2011; CHOI *et al.*, 2016; RUNG *et al.*, 2016; KWOK *et al.*, 2017).

Osofsky, Osofsky e Hansel (2010) e Rung *et al.* (2016) concluíram que indivíduos envolvidos em atividades de

JUA *et al.*, 2006; ZOCK *et al.*, 2007; PERES *et al.*, 2016; HARVILLE *et al.*, 2017).

Um estudo feito por Strelitz *et al.* (2018) sobre o desastre de Deepwater Horizon mostrou aumento expressivo de infarto do miocárdio em indivíduos que trabalharam na limpeza do óleo e/ou moravam nas proximidades de onde ocorreu o derramamento. Os autores sugerem que mais estudos sejam feitos para definir se esse aumento é devido à exposição a compostos contaminantes propriamente ditos, se é pelo aumento do estresse causado pelo calor ou por uma associação de ambos os fatores.

A exposição aos contaminantes pode gerar diversos efeitos respiratórios, tais como redução das funções pulmonares, agravamento de alergias respiratórias, asma e falta de ar (JANJUA *et al.*, 2006; ARIF; SHAH, 2007; MEO *et al.*, 2008; MILLER *et al.*, 2010; JUNG *et al.*, 2013). No estudo feito por Zock *et al.* (2007), foi feita uma associação entre a utilização de máscara e doenças no trato respiratório. Os resultados encontrados pelos autores mostraram que mais da metade dos trabalhadores envolvidos na limpeza do derramamento de óleo de Prestige nunca havia usado ou raramente usava máscara de proteção e que aqueles que possuíam o hábito de utilizá-la diariamente apresentaram menores índices de doenças respiratórias.

limpeza de óleo e moradores expostos a locais prejudicados por derramamentos possuem maior tendência a utilizar substâncias como álcool e medicamentos, quando comparados a outros locais e, muitas vezes, há um aumento na quantidade e na intensidade dos conflitos com parceiros (maridos, esposas etc.).

Um estudo feito com a população residente ao redor do Delta do Rio Níger, na Nigéria, mostrou que altos níveis de estresse emocional foram encontrados em pessoas afetadas pelo derramamento de óleo na região (NRIAGU *et al.*, 2016). O trabalho de limpar manualmente as áreas afetadas pode ser bastante estressante, uma vez que normalmente é feito por moradores locais que antes pescavam na mesma região para vender e alimentar suas famílias. Esses indivíduos possuem maior tendência a desenvolver depressão e estresse pós-traumático, como os trabalhadores envolvidos na limpeza do desastre do Golfo do México (KWOK *et al.*, 2017) e

os povos nativos do Alaska após o derramamento da Exxon Valdez (PALINKAS *et al.*, 2004).

O estudo sobre o derramamento de óleo do Hebei Spirit também mostrou aumento dos sintomas de depressão, ansiedade, transtorno do estresse pós-traumático e até mesmo ideação suicida associados à proximidade do local do derramamento de óleo (CHOI *et al.*, 2016). Esse estu-

Estudos feitos no Brasil

A análise dos artigos selecionados aponta os diferentes impactos causados pela indústria do petróleo, permitindo constatar a escassez de estudos feitos no Brasil e, conseqüentemente, a quantificação dos danos dessas atividades no país. A maioria dos artigos publicados contempla a contaminação do meio ambiente, não dando ênfase aos impactos gerados na saúde humana, seja por exposição direta ou por contaminação indireta.

Silva *et al.* (2009) analisaram amostras de água e de bile de peixe, com resultados sugerindo distúrbios nos mecanismos de defesa antioxidante, além de lesões severas nos tecidos. Eles concluíram que o óleo decorrente de um derramamento no Sudeste do Brasil ainda continua biodisponível na biota e pode continuar afetando a água do Rio Barigui, parte da bacia hidrográfica do Iguçu.

do usou a distância do local onde o óleo foi derramado para a área residencial como um *proxy* para a exposição. Já o estudo de Kwok *et al.* (2017) oferece importantes e inovadores *insights*, pois a variável de exposição foi uma medida do total de hidrocarbonetos do petróleo bruto com base na exposição da matriz de trabalho, avançando assim nossa compreensão do mecanismo potencial do efeito do derramamento de óleo na saúde mental.

Santiago *et al.* (2016) e, posteriormente, Gutiérrez *et al.* (2018) coletaram amostras de mexilhões na costa de Macaé, município do estado do Rio de Janeiro que conta com grande influência das atividades petrolíferas. Ambos os estudos apresentaram altas concentrações de HPAs, principalmente nas regiões de estuários urbanos, influenciados também pelo processo de urbanização. Santiago *et al.* (2016) encontraram sinais de contaminação inclusive no Arquipélago de Santana, local preservado e próximo à costa. Já no trabalho desenvolvido por Gutiérrez *et al.* (2018), dois anos depois, as mesmas ilhas apresentaram níveis de genotoxicidade próximos a zero, sugerindo uma degradação dos poluentes ao longo dos anos.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Apesar de o levantamento bibliográfico geral apontar uma produção científica mais robusta nos países desenvolvidos, o presente estudo buscou utilizar quantidades equivalentes de artigos em países desenvolvidos e em desenvolvimento, uma vez que se entende que os efeitos causados pela indústria petrolífera sejam mais intensos em locais economicamente menos desenvolvidos (HOWARTH *et al.*, 2011). Sendo assim, foram considerados 31 dos Estados Unidos e da Europa e 21 da África, Ásia e América do Sul. Foram considerados 28 artigos que abordam os impactos do petróleo no meio ambiente, sendo 3 artigos de revisão e 27 que tratam sobre os efeitos na saúde humana.

Dos 27 artigos que discutiram os impactos na saúde humana, 20 foram elaborados em países desenvolvidos. A escassez de artigos focados nos efeitos dos derramamentos de óleo nos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento evidencia a necessidade de investimentos nessa área.

Embora a América Latina tenha países com grande potencial de exploração de petróleo — caso do Brasil, da Venezuela, do Equador e do Peru —, ainda há grande carência de estudos sobre o tema. A título de exemplo, entre os anos 2000 e 2018, houve crescimento de 110% na produção de petróleo brasileira e de 54% na produção peruana, mas o número de artigos publicados não seguiu o mesmo ritmo (IBP, 2019).

Há um déficit de estudos especializados, sobretudo em países emergentes, incluindo o Brasil. Uma possível explicação para a discrepância de trabalhos entre regiões é que os países do Hemisfério Norte, em geral, têm maior tradição na exploração de petróleo, sendo os Estados Unidos o primeiro país a conseguir extrair petróleo do subsolo, em 1859 (MBP, 2014). Portanto, foram confrontados primeiro com os impactos da indústria petrolífera, estimulando esses países ao desenvolvimento de pesquisas. Além disso, é inegável que países desenvolvidos destinam uma parte

substancial de verbas para pesquisa, favorecendo o desenvolvimento de trabalhos nessa área.

Exemplo claro da diferença de quantidade entre as produções científicas é terem sido encontrados 9.818 artigos pesquisando por “oil spill Gulf of Mexico” e apenas 714 buscando pelo termo “oil spill southeast Brazil”.

Ainda existe uma escassez de estudos referentes à exposição humana. Entretanto, nota-se uma crescente preocupação com o entendimento dos impactos psi-

cológicos, além dos físicos, nos indivíduos expostos aos contaminantes, seja por desestabilização da sua principal fonte de renda, seja por mudanças forçadas em seus hábitos culturais. Os resultados dos artigos citados ao longo deste trabalho mostram o alto potencial poluidor da indústria do petróleo na saúde humana, como diversos tipos de câncer (mama, rim, fígado etc.), irritações na pele e nos olhos, surgimento/agravamento de doenças respiratórias e alérgicas, aumento do risco de aborto espontâneo, diminuição da qualidade do sêmen, depressão, estresse pós-traumático, entre outros.

CONCLUSÃO

A proposta desta revisão foi identificar e compreender como os efeitos deletérios da exposição ao óleo para o ambiente e para a saúde das populações, em áreas de desastre associadas a derramamentos de óleo, têm sido discutidos pela comunidade científica. Constatou-se que o conhecimento acumulado sobre a temática ainda é substancialmente mais robusto nos países desenvolvidos, quando comparados ao resto do mundo. A América do Sul, especialmente Brasil e Venezuela, necessita de investimentos em pesquisas voltadas para o setor. Ademais, a maior parte (51%) dos estudos considerados nesta revisão tende a priorizar impactos no meio ambiente, sendo importante ressaltar a indispensabilidade de pesquisas que abordem os efeitos do setor na saúde humana.

A revisão bibliográfica feita no presente estudo evidencia a relação entre a exposição de indivíduos a derramamento de óleo e o consequente surgimento de efeitos físicos, psicológicos, genotóxicos e endócrinos. A necessidade do desenvolvimento de protocolos detalhados para segurança ambiental dos processos e estudos cada vez mais aprofundados nesse tema, para que sejam detectados possíveis efeitos prejudiciais à saúde e se estabeleçam níveis de efeitos agudos e crônicos, é justificada pela frequência relativamente alta desse tipo de desastre ambiental ao redor do mundo.

Com a mudança de posicionamento frente à questão ambiental estabelecida por governos como os do Brasil e dos Estados Unidos, cresce, ainda mais, a necessidade de desenvolver pesquisas aprofundadas que sirvam de base para contestar medidas que agridam o meio ambiente.

Nesse sentido, a matriz energética brasileira, basicamente pautada na atividade petrolífera, necessita se atentar aos impactos ambientais causados por essa indústria, pois acidentes com derramamento de petróleo na região sudeste do Brasil têm sido constantemente relatados pela mídia nacional na última década. Contraditoriamente, artigos publicados sobre o assunto ainda são poucos, se comparados aos países do Hemisfério Norte.

Quanto aos efeitos sofridos pelo meio ambiente, existem boas razões para acreditar que a história se repetirá. Para evitar que esse tipo de desastre seja tão recorrente, é necessário questionar o que deve ser feito para que não mais ocorra e, como resposta óbvia, regulamentos mais rigorosos e supervisão mais efetiva devem ser colocados em prática. Estratégias de prevenção de explosões, por exemplo, devem ser exigidas para acompanhar o desenvolvimento de técnicas de perfuração em águas profundas. Considerando o grau de importância da indústria petrolífera em escala global, o enrijecimento da legislação ambiental pode não ser facilmente estabelecido e encontrar resistência dos envolvidos no setor.

REFERÊNCIAS

AINSWORTH, C.H.; PARIS, C.B.; PERLIN, N.; DORNBERGER, L.N.; PATTERSON, W.F.; CHANCELLOR, E.; MURAWSKI, S.; HOLLANDER, D.; DALY, K.; ROMERO, I.C.; COLEMAN, F.; PERRYMAN, H. Impacts of the Deepwater Horizon oil spill evaluated using an end-to-end ecosystem model. *PLoS One*, v. 13, n. 1, p. 1-21, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190840>

- AL-HASHEM, M.A.; BRAIN, P.F.; OMAR, S.A. Effects of oil pollution at Kuwait's greater Al-Burgan oil field on polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in the tissues of the desert lizard *Acanthodactylus scutellatus* and their ant prey. *Ecotoxicology*, v. 16, n. 8, p. 551-555, 2007. <https://doi.org/10.1007/s10646-007-0161-1>
- ANTTILA, A.; POKHREL, A.; HEIKKILÄ, P.; VIINANEN, R.; PUKKALA, E. Kidney cancer risk in oil refining in Finland: a nested case-referent study. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, v. 57, n. 1, p. 68-72, 2015. <https://doi.org/10.1097/JOM.0000000000000301>
- ARIF, A.A.; SHAH, S. M. Association between personal exposure to volatile organic compounds and asthma among US adult population. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, v. 80, n. 8, p. 711-719, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00420-007-0183-2>
- AZEVEDO, L.A.; ANDRADE BRÜNING, I.M.R.; MOREIRA, I. Hydrocarbon contamination in mussels from Guanabara Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 49, n. 11-12, p. 1120-1122, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.003>
- BRASIL. *Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000*. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. Brasil, 2000.
- BOERS, D.; ZEEGERS, M.P.; SWAEN, G.M.; KANT, I.; VAN DEN BRANDT, P.A. The influence of occupational exposure to pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, diesel exhaust, metal dust, metal fumes, and mineral oil on prostate cancer: a prospective cohort study. *Occupational and Environmental Medicine*, v. 62, n. 8, p. 531-537, 2005. <https://doi.org/10.1136/oem.2004.018622>
- BORGES, A. Presidente do IBAMA rejeita análise técnica e autoriza leilão de petróleo próximo a Abrolhos. *O Estado de S.Paulo*, 2019. Disponível em: <<https://economia.estadao.com.br/noticias/geral,presidente-do-ibama-rejeita-analise-tecnica-e-autoriza-leilao-de-petroleo-proximo-a-abrolhos,70002783166>>. Acesso em: 28 jul. 2019.
- BUCKINGHAM-HOWES, S.; HOLMES, K.; GLENN MORRIS, J.; GRATAN, L. M. Prolonged Financial Distress After the Deepwater Horizon Oil Spill Predicts Behavioral Health. *The Journal of Behavioral Health Services & Research*, v. 46, n. 2, p. 294-305, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11414-018-9602-2>
- BURGOS-NÚÑEZ, S.; NAVARRO-FRÓMETA, A.; MARRUGO-NEGRETE, J.; ENAMORADO-MONTES, G.; URANGO-CÁRDENAS, I. Polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in the Cispata Bay, Colombia: A marine tropical ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*, v. 120, n. 1-2, p. 379-386, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.016>
- CARLS, M.G.; HOLLAND, L.; IRVINE, G.V.; MANN, D.H.; LINDEBERG, M. Petroleum biomarkers as tracers of Exxon Valdez oil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 35, n. 11, p. 2683-2690, 2016. <https://doi.org/10.1002/etc.3454>
- CHERRY, K.E.; LYON, B.A.; MARKS, L.D.; NEZAT, P.F.; ADAMEK, R.; WALSH, S.D.; FITZGERALD, K.B.; ANBINDER, D.R.; BERNACCHIO, C.V. After the BP Deepwater Horizon Oil Spill: Financial and Health Concerns Among Coastal Residents and Commercial Fishers. *Current Psychology*, v. 34, n. 3, p. 576-586, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s12144-015-9372-4>
- CHOI, K.H.; LIM, M.H.; HA, M.; SOHN, J.N.; KANG, J.W.; CHOI, Y.H.; CHEONG, H.K. Psychological vulnerability of residents of communities affected by the Hebei Spirit oil spill. *Disaster Medicine and Public Health Preparedness*, v. 10, n. 1, p. 51-58, 2016. <https://doi.org/10.1017/dmp.2015.68>
- CRISAFI, F.; GENOVESE, M.; SMEDILE, F.; RUSSO, D.; CATALFAMO, M.; YAKIMOV, M.; GIULIANO, L.; DENARO, R. Bioremediation technologies for polluted seawater sampled after an oil-spill in Taranto Gulf (Italy): A comparison of biostimulation, bioaugmentation and use of a washing agent in microcosm studies. *Marine Pollution Bulletin*, v. 106, n. 1-2, p. 119-126, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.017>
- D'ANDREA, M.A.; REDDY, G.K. Health risks associated with crude oil spill exposure. *The American Journal of Medicine*, v. 127, n. 9, p. 886-891, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2014.04.035>

- DE CELIS, R.; FERIA-VELASCO, A.; GONZÁLEZ-UNZAGA, M.; TORRES-CALLEJA, J.; PEDRÓN-NUEVO, N. Semen quality of workers occupationally exposed to hydrocarbons. *Fertility and Sterility*, v. 73, n. 2, p. 221-228, 2000. [https://doi.org/10.1016/s0015-0282\(99\)00515-4](https://doi.org/10.1016/s0015-0282(99)00515-4)
- DE TEMMERMAN, L.; BELL, J.N.B.; GARREC, J.P.; KLUMPP, A.; KRAUSE, G.H.M.; TONNEIJCK, A.E.G. Biomonitoring of air pollutants with plants – considerations for the future. *Urban Air Pollution, Bioindication and Environmental Awareness*, p. 337-373, 2004.
- DUAN, J.; LIU, W.; ZHAO, X.; HAN, Y.; O'REILLY, S.E.; ZHAO, D. Study of residual oil in Bay Jimmy sediment 5 years after the Deepwater Horizon oil spill: Persistence of sediment retained oil hydrocarbons and effect of dispersants on desorption. *Science of Total Environment*, v. 618, p. 1244-1253, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.234>
- FEARNSIDE, P. Why Brazil's new president poses an unprecedented threat to the Amazon. *Yale Environment 360*, 2018. Disponível em: <<https://e360.yale.edu/features/why-brazils-new-president-poses-an-unprecedented-threat-to-the-amazon>>. Acesso em: 4 ago. 2019.
- FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. Brazil's new president and "ruralists" threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. *Environmental Conservation*, p. 1-3, 2019. <https://doi.org/10.1017/S0376892919000213>
- FRANCIONI, E.; WAGENER ADE, L.; SCOFIELD ADE, L.; DEPLEGGE, M.H.; CAVALIER, B.; SETTE, C.B.; CARVALHOSA, L.; LOZINSKY, C.; MARIATH, R. Polycyclic aromatic hydrocarbon in inter-tidal mussel *Perna perna*: space-time observations, source investigation and genotoxicity. *Science of the Total Environment*, v. 372, n. 2-3, p. 515-531, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.046>
- GABARDO, I.T.; MENICONI, M.F.G.; FALCÃO, L.V.; VITAL, N.A.A.; PEREIRA, R.C.L.; CARREIRA, R.S. Hydrocarbon and ecotoxicity in seawater and sediment samples of Guanabara Bay after the oil spill in January 2000. In: INTERNATIONAL OIL SPILL CONFERENCE, 2001. *Anais...* American Petroleum Institute, 2001. p. 941-950.
- GILL, D.; PICOU, J. Technological disaster and chronic community stress. *Society and Natural Resources*, v. 11, n. 8, p. 795-815, 1998.
- GOLDBERG, E.D. The mussel watch - a first step in global marine monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, v. 6, n. 7, p. 111, 1975. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(75\)90271-4](https://doi.org/10.1016/0025-326x(75)90271-4)
- GRATTAN, L.M.; ROBERTS, S.; MAHAN JR., W.T.; MCLAUGHLIN, P.K.; OTWELL, W.S.; MORRIS JR., J.G. The early psychological impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill on Florida and Alabama Communities. *Environmental Health Perspectives*, v. 119, n. 6, p. 838-843, 2011. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.1002915>
- GUTIÉRREZ, J.M.; CONCEIÇÃO, M.B.; MOLISANI, M.M.; WEBER, L.I. Genotoxicity Biomonitoring Along a Coastal Zone Under Influence of Offshore Petroleum Exploration (Southeastern Brazil). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 100, n. 3, p. 338-343, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2276-x>
- HAN, Y.; NAMBI, I.M.; PRABHAKAR CLEMENT, T. Environmental impacts of the Chennai oil spill accident – A case study. *Science of the Total Environment*, v. 626, p. 795-806, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.128>
- HARVILLE, E.W.; SHANKAR, A.; ZILVERSMIT, L.; BUEKENS, P. Self-Reported Oil Spill Exposure and Pregnancy Complications: The GROWH Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 14, n. 7, p. 692-702, 2017. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph14070692>
- HARVILLE, E.W.; SHANKAR, A.; ZILVERSMIT, L.; BUEKENS, P. The Gulf oil spill, miscarriage, and infertility: the GROWH study. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, v. 91, n. 1, p. 47-56, 2018. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs00420-017-1257-4>

HOWARTH, R.; INGRAFFEA, A.; ENGELDER, T. Should fracking stop? *Nature*, v. 477, n. 7364, p. 271-275, 2011. <https://doi.org/10.1038/477271a>

HUETTEL, M.; OVERHOLT, W.A.; KOSTKA, J.E.; HAGAN, C.; KABA, J.; WELLS, W.B.; DUDLEY, S. Degradation of Deepwater Horizon oil buried in a Florida beach influenced by tidal pumping. *Marine Pollution Bulletin*, v. 126, p. 488-500, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.061>

IFELEBUEGU, A.O.; UKPEBOR, J.E.; AHUKANNAH, A.U.; NNADI, E.O.; THEOPHILUS, S.C. Environmental effects of crude oil spill on the physicochemical and hydrobiological characteristics of the Nun River, Niger Delta. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 4, p. 173, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5882-x>

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO, GÁS E BIOCOMBUSTÍVEIS (IBP). *Crescimento da produção de petróleo na América Latina*. IBP, 2019. Disponível em: <<https://www.ibp.org.br/observatorio-do-setor/crescimento-da-producao-de-petroleo-na-america-latina/>>. Acesso em: 8 ago. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). Vazamento na P-58 causa mancha de óleo a 85 km do litoral do ES. *IBAMA*, 24 fev. 2019. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/notas/1900-vazamento-na-p-58-causa-mancha-de-oleo-a-85-km-do-litoral-do-es>>. Acesso em: 23 out. 2019.

INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO). *Conventions*. Disponível em: <<http://www.imo.org>>. Acesso em: 17 jul. 2019.

ISTO É. Petrobras apura causa do terceiro vazamento de óleo em 2019. *Isto É*, 6 abr. 2019. Seção Estadão Conteúdo. Disponível em: <<https://istoe.com.br/petrobras-apura-causa-do-terceiro-vazamento-de-oleo-em-2019/>>. Acesso em: 23 out. 2019.

JANJUA, N.Z.; KASI, P.M.; NAWAZ, H.; FAROOQUI, S.Z.; KHUWAJA, U.B.; NAJAM-UL-HASSAN; JAFRI, S.N.; LUFTI, S.A.; KADIR, M.M.; SATHIAKUMAR, N. Acute health effects of the Tasman Spirit oil spill on residents of Karachi, Pakistan. *BMC Public Health*, v. 6, p. 84-95, 2006. <https://dx.doi.org/10.1186%2F1471-2458-6-84>

JERNELÖV, A. The threats from oil spills: now, then, and in the future. *AMBIO*, v. 39, n. 5-6, p. 353-366, 2010. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0085-5>

JUNG, S.C.; KIM, K.M.; LEE, K.S.; ROH, S.; JEONG, W.C.; KWAK, S.J.; LEE, I.J.; CHOI, Y.H.; NOH, S.R.; HUR, J.I.; JEE, Y.K. Respiratory Effects of the Hebei Spirit Oil Spill on Children in Taean, Korea. *Allergy, Asthma & Immunology Research*, v. 5, n. 6, p. 365-370, 2013. <https://dx.doi.org/10.4168%2Faa.2013.5.6.365>

KANG, T.; OH, J.H.; HONG, J.S.; KIM, D. Effect of the Hebei Spirit oil spill on intertidal meiofaunal communities in Tean, Korea. *Marine Pollution Bulletin*, v. 113, n. 1-2, p. 444-453, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.047>

KIM, Y.M.; PARK, J.H.; CHOI, K.; NOH, S.R.; CHOI, Y.H.; CHEONG, H.K. Burden of disease attributable to the Hebei Spirit oil spill in Taean, Korea. *BMJ Open*, v. 3, n. 9, p. 1-8, 2013. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2013-003334>

KWOK, R.K.; MCGRATH, J.A.; LOWE, S.R.; ENGEL, L.S.; JACKSON, W.B.; CURRY, M.D.; PAYNE, J.; GALEA, S.; SANDLER, D.P. Mental health indicators associated with oil spill response and clean-up: cross-sectional analysis of the GULF STUDY cohort. *The Lancet Public Health*, v. 2, n. 12, p. e560-567, 2017. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(17\)30194-9](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(17)30194-9)

LACERDA, L.D.; MOLISANI, M.M.; SENA, D.; MAIA, L.P. Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 41, n. 1-3, p. 149-164, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9884-y>

LEE, H.; LEE, D.W.; KWON, S.L.; HEO, Y.M.; JANG, S.; KWON, B.O.; KHIM, J.S.; KIM, G.H.; KIM, J.J. Importance of functional diversity in assessing the recovery of the microbial community after the Hebei Spirit oil spill in Korea. *Environment International*, v. 128, p. 89-94, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.039>

- LEWIS, C.; GUITART, C.; POOK, C.; SCARLETT, A.; READMAN, J.W.; GALLOWAY, T.S. Integrated assessment of oil pollution using biological monitoring and chemical fingerprinting. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 29, n. 6, p. 1358-1366, 2010. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.156>
- LI, K.; CHRISTENSEN, E.R.; VAN CAMP, R.P.; IMAMOGLU, I. PAHs in dated sediments of Ashtabula river, Ohio, USA. *Environmental Science & Technology*, v. 35, n. 14, p. 2896-2902, 2001. <https://doi.org/10.1021/es001790f>
- LYONS, R.A.; TEMPLE, J.M.; EVANS, D.; FONE, D.L.; PALMER, S.R. Acute health effects of the Sea Empress oil spill. *Journal of Epidemiology and Community Health*, v. 53, n. 5, p. 306-310, 1999.
- MACIEL-SOUZA, M.C.; MACRAE, A.; VOLPON, A.G.T.; FERREIRA, P.S.; MENDONÇA-HAGLER, L.C. Chemical and microbiological characterization of mangrove sediments after a large oil-spill in Guanabara Bay - RJ - Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 37, n. 3, p. 262-266, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-83822006000300013>
- MARIANO, J.B. *Impactos ambientais do refino de petróleo*. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2001.
- MEADOR, J.P.; STEIN, J.E.; REICHERT, W.L.; VARANASI, U. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 143, p. 79-165, 1995.
- MEO, S.A.; AL-DREES, A.M.; MEO, I.M.U.; AL-SAAD, M.M.; AZEEM, M.A. Lung function in subjects exposed to crude oil spill into sea water. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, n. 1, p. 88-94, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.039>
- MERHI, Z.O. Gulf Coast oil disaster: Impact on human reproduction. *Fertility and Sterility*, v. 94, n. 5, p. 1575-1577, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.fertnstert.2010.08.036>
- MILLER, R.L.; GARFINKEL, R.; LENDOR, C.; HOEPNER, L.; LI, Z.; ROMANOFF, L.; SJODIN, A.; NEEDHAM, L.; PERERA, F.P.; WHYATT, R.M. Polycyclic aromatic hydrocarbon metabolite levels and pediatric allergy and asthma in an inner-city cohort. *Pediatric Allergy and Immunology*, v. 21, n. 2 Parte 1, p. 260-267, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3038.2009.00980.x>
- MORENO, R.; JOVER, L.; DIEZ, C.; SANPERA, C. Seabird feathers as monitors of the levels and persistence of heavy metal pollution after the Prestige oil spill. *Environmental Pollution*, v. 159, n. 10, p. 2454-2460, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.033>
- MOTA, M. Princípio da precaução no Direito Ambiental: uma construção a partir da razoabilidade e da proporcionalidade. *Revista Brasileira de Direito do Petróleo, Gás e Energia*, v. 2, p. 1-42, 2006. <https://doi.org/10.12957/rbdp.2006.5723>
- MOTTA, A.R.P.; BORGES, C.P.; KIPERSTOK, A.; ESQUERRE, K.P.; ARAUJO, P.M.; BRANCO, P.N. Tratamento de água produzida de petróleo para remoção de óleo por processos de separação por membranas: revisão. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 1, p. 15-26, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000100003>
- NORONHA, I.R.; FERREIRA, M.I.P.; PINTO, A.E.M. Riscos e danos ambientais associados às atividades da cadeia produtiva do petróleo: instrumentos de comando e controle para mitigação dos impactos de vazamentos de óleo. *Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 7, n. 1, p. 596-613, 2018. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v7e12018596-613>
- NRIAGU, J.; UDOFIA, E.A.; EKONG, I.; EBUK, G. Health Risks Associated with Oil Pollution in the Niger Delta, Nigeria. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 3, p. 346, 2016. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph13030346>
- O GLOBO. Petrobras paralisa produção na P-25 após vazamento em oleoduto na Bacia de Campos. *O Globo*, 22 abr. 2019a. Seção Economia. Disponível em: <<https://g1.globo.com/economia/noticia/2019/04/22/petrobras-paralisa-producao-na-p-25-apos-vazamento-em-oleoduto-na-bacia-de-campos.ghtml>>. Acesso em: 23 out. 2019.

_____. Vazamento de óleo em plataforma da Petrobras atinge litoral do Rio. *O Globo*, 3 jan. 2019b. Seção Norte Fluminense. Disponível em: <<https://g1.globo.com/rj/norte-fluminense/noticia/2019/01/03/vazamento-de-oleo-em-plataforma-da-petrobras-atinge-litoral-do-rio.ghtml>>. Acesso em: 23 out. 2019.

ORTA-MARTÍNEZ, M.; ROSELL-MELÉ, A.; CARTRÓ-SABATÉ, M.; O'CALLAGHAN-GORDO, C.; MORALEDA-CIBRIÁN, N.; MAYOR, P. First evidences of Amazonian wildlife feeding on petroleum-contaminated soils: A new exposure route to petrogenic compounds? *Environmental Research*, v. 160, p. 514-517, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.009>

OSOFSKY, H.J.; OSOFSKY, J.D.; HANSEL, T.C. Mental health effects of the Gulf Oil Spill. *Disaster Medicine and Public Health Preparedness*, v. 5, n. 4, p. 280-286, 2010. <https://doi.org/10.1001/dmp.2011.85>

PALINKAS, L.A.; PETERSON, J.S.; RUSSEL, J.; DOWNS, M.A. Community patterns of psychiatric-disorders after the Exxon-Valdez oil-spill. *American Journal of Psychiatry*, v. 150, n. 10, p. 1517-1523, 1993. <https://doi.org/10.1176/ajp.150.10.1517>

PALINKAS, L.A.; PETERSON, J.S.; RUSSEL, J.; DOWNS, M.A. Ethnic Differences in Symptoms of Post- traumatic Stress after the Exxon Valdez Oil Spill. *Prehospital and Disaster Medicine*, v. 19, n. 1, p. 102-112, 2004.

PALINKAS, L.A.; RUSSEL, J.; DOWNS, M.A.; PETERSON, J.S. Ethnic differences in stress, coping, and depressive symptoms after the Exxon Valdez oil-spill. *The Journal of Nervous and Mental Disease*, v. 180, n. 5, p. 287-295, 1992. <https://doi.org/10.1097/00005053-199205000-00002>

PAZ-Y-MIÑO, C.; CASTRO, B.; CORTÉS, A.L.; MUÑOZ, M.J.; CABRERA, A.; HERRERA, C.; MALDONADO, A.; VALLADARES, C.; SÁNCHEZ, M.E. Impacto genético en comunidades Amazónicas del Ecuador localizadas en zonas petroleras. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, v. 31, n. 1-2, p. 7-19, 2010. <https://doi.org/10.26807/remcb.v31i1-2.39>

PEREZ CALDERON, L. J.; GONTIKAKI, E.; POTTS, L. D.; SHAW, S.; GALLEGOS, A.; ANDERSON, J. A.; WITTE, U. Pressure and temperature effects on deep-sea hydrocarbon-degrading microbial communities in subarctic sediments. *Microbiology Open*, v. 16, p. 768-779, 2018. <http://doi.gov/10.1002/mbo3.768>

PERES, L.C.; TRAPIDO, E.; RUNG, A.L.; HARRINGTON, D.J.; ORAL, E.; FANG, Z.; FONTHAM, E.; PETERS, E.S. The deepwater horizon oil spill and physical health among adult women in southern Louisiana: The Women and Their Children's Health (WaTCH) study. *Environmental Health Perspectives*, v. 124, n. 8, p. 1208-1213, 2016. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510348>

PEREZ-UMPHREY, A.A.; BERGEON BURNS, C.M.; STOUFFER, P.C.; WOLTMANN, S.; TAYLOR, S.S. Polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in seaside sparrows (*Ammodramus maritimus*) following the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Science of the Total Environment*, v. 630, p. 1086-1094, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.281>

PÓS-GRADUAÇÃO EXECUTIVA EM PETRÓLEO E GÁS (MBP). Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia é a unidade da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ). *História do Petróleo*. Rio de Janeiro: Pós-Graduação Executiva em Petróleo e Gás, COPPE, UFRJ, 2014. Disponível em: <<http://petroleo.coppe.ufrj.br/historia-do-petroleo/>>. Acesso em: 9 ago. 2019.

RAMIREZ, M.I.; AREVALO, A.P.; SOTOMAYOR, S.; BAILON-MOSCOSO, N. Contamination by oil crude extraction e Refinement and their effects on human health. *Environmental Pollution*, v. 231, n. 1, p. 415-425, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.017>

REINERT, F.; PINHO, C.F.; FERREIRA, M.A. Diagnosing the level of stress on a mangrove species (*Laguncularia racemosa*) contaminated with oil: A necessary step for monitoring mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, v. 113, n. 1-2, p. 94-99, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.070>

- RIBEIRO, H. Impactos da exploração do petróleo na saúde humana. *Revista USP*, n. 95, p. 61-71, 2012. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i95p61-71>
- ROGOWSKA, J.; NAMIEŚNIK, J. Environmental implications of oil spills from shipping accidents. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 206, p. 95-114, 2010. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6260-7_5
- ROSELL-MELÉ, A.; MORALEDA-CIBRIÁN, N.; CARTRÓ-SABATÉ, M.; COLOMER-VENTURA, F.; MAYOR, P.; ORTA-MARTÍNEZ, M. Oil pollution in soils and sediments from the Northern Peruvian Amazon. *Science of the Total Environment*, v. 610-611, p. 1010-1019, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.208>
- ROTKIN-ELLMAN, M.; WONG, K.K.; SOLOMON, G.M. Seafood contamination after the BP Gulf oil spill and risks to vulnerable populations: a critique of the FDA Risk Assessment. *Environmental Health Perspectives*, v. 120, n. 2, p. 157-161, 2012. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.1103695>
- RUNG, A.L.; GASTON, S.; ORAL, E.; ROBINSON, W.T.; FONTHAM, E.; HARRINGTON, D.J.; TRAPIDO, E.; PETERS, E.S. Depression, Mental Distress, and Domestic Conflict among Louisiana Women Exposed to the Deepwater Horizon Oil Spill in the WaTCH Study. *Environmental Health Perspectives*, v. 124, n. 9, p. 1429-1435, 2016. <https://dx.doi.org/10.1289%2FEHP167>
- SANTIAGO, I.U.; MOLISANI, M.M.; NUDI, A.H.; SCOFIELD, A.L.; WAGENER, A.L.R.; LIMAVERDE FILHO, A.M. Hydrocarbons and trace metals in mussels in the Macaé coast: Preliminary assessment for a coastal zone under influence of offshore oil field exploration in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 103, n. 1-2, p. 349-353, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.034>
- SARRIA-VILLA, R.; OCAMPO-DUQUE, W.; PÁEZ, M.; SCHUHMACHER, M. Presence of PAHs in water and sediments of the Colombian Cauca River during heavy rain episodes, and implications for risk assessment. *Science of the Total Environment*, v. 540, p. 455-465, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.020>
- SCHAFFEL, S.B. *A questão ambiental na etapa de perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil*. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2002.
- SCHUSTER, J.K.; HARNER, T.; SU, K.; MIHELE, C.; ENG, A. First results from the oil sands passive air monitoring network for polycyclic aromatic compounds. *Environmental Science & Technology*, v. 49, n. 5, p. 2991-2998, 2015. <https://doi.org/10.1021/es505684e>
- SHORT, J.W. Advances in understanding the fate and effects of oil from accidental spills in the United States beginning with the Exxon Valdez. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 73, n. 1, p. 5-11, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00244-016-0359-4>
- SILVA, C.A.; OLIVEIRA RIBEIRO, C.A.; KATSUMITI, A.; ARAÚJO, M.L.; ZANDONÁ, E.M.; COSTA SILVA, G. P.; MASCHIO, J.; ROCHE, H.; SILVA DE ASSIS, H. C. Evaluation of waterborne exposure to oil spill 5 years after an accident in Southern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, n. 2, p. 400-409, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.03.009>
- SINGH, A.; ASMATH, H.; CHEE, C.L.; DARSAN, J. Potential oil spill risk from shipping and the implications for management in the Caribbean Sea Mar. *Marine Pollution Bulletin*, v. 93, n. 1-2, p. 217-227, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.013>
- SOTERRONI, A.C.; MOSNIER, A.; CARVALHO, A.X.Y.; CÂMARA, G.; OBERSTEINER, M.; ANDRADE, P.R.; SOUZA, R.C.; BROCK, R.; PIRKER, J.; KRAXNER, F.; HAVLÍK, P.; KAPOS, V.; ZU ERMGASSEN, E.K.H.J.; VALIN, H.; RAMOS, F.M. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. *Environmental Research Letters*, v. 13, n. 7, p. 1-13, 2018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaccbb>
- STRELITZ, J.; ENGEL, L.S.; KWOK, R.K.; MILLER, A.K.; BLAIR, A.; SANDLER, D.P. Deepwater Horizon oil spill exposures and nonfatal myocardial infarction in the GuLF STUDY. *Environmental Health: a Global Access Science Source*, v. 17, n. 1, p. 69, 2018. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0408-8>

- STULTS, W.P.; WEI, Y. Ambient air emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and female breast cancer incidence in US. *Medical Oncology*, v. 35, n. 6, p. 88, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12032-018-1150-3>
- STURVE, J.; BALK, L.; LIEWENBORG, B.; ADOLFSSON-ERICI, M.; FÖRLIN, L.; ALMROTH, B.C. Effects of an oil spill in a harbor assessed using biomarkers of exposure in eelpout. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 24, p. 13758-13768, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2890-z>
- TALASKA, G.; THOROMAN, J.; SCHUMAN, B.; KÄFFERLEIN, H.U. Biomarkers of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure in European coke oven workers. *Toxicology Letters*, v. 231, n. 2, p. 213-216, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.10.025>
- TANG, D.L.; KRYVENKO, O.N.; WANG, Y.; JANKOWSKI, M.; TRUDEAU, S.; RUNDLE, A.; RYBICKI, B.A. Elevated polycyclic aromatic hydrocarbon-DNA adducts in benign prostate and risk of prostate cancer in African Americans. *Carcinogenesis*, v. 34, n. 1, p. 113-120, 2013. <https://doi.org/10.1093/carcin/bgs326>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances. *Eastern and Western South America Regional Report*, 2002.
- UNO, S.; KOYAMA, J.; KOKUSHI, E.; MONTECLARO, H.; SANTANDER, S.; CHEIKYULA, J.O.; MIKI, S.; AÑASCO, N.; PAHILA, I.G.; TABERNA JR., H.S.; MATSUOKA, T. Monitoring of PAHs and alkylated PAHs in aquatic organisms after 1 month from the Solar I oil spill off the coast of Guimaras Island, Philippines. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 165, n. 1-4, p. 501-515, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0962-1>
- UNO, S.; KOKUSHI, E.; AÑASCO, N.; IWAI, T.; ITO, K.; KOYAMA, J. Oil spill off the coast of Guimaras Island, Philippines: Distributions and changes of polycyclic aromatic hydrocarbons in shellfish. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 2, p. 962-973, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.062>
- WARD, E. J.; ADKISON, M.; COUTURE, J.; DRESSEL, S. C.; LITZOW, M. A.; MOFFITT, S.; NEHER, T. H.; TROCHTA, J.; BRENNER, R. Evaluating signals of oil spill impacts, climate, and species interactions in Pacific herring and Pacific salmon populations in Prince William Sound and Copper River, Alaska. *PLOS One*, v. 12, n. 3, p. 1-24, 2017. <http://doi.gov/10.1371/journal.pone.0172898>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Polynuclear Aromatic Compounds, Part I, Chemical environmental and experimental data*, 32. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, 1983. 477 p.
- YANG, C.Y.; CHENG, B.H.; HSU, T.Y.; TSAI, S.S.; HUNG, C.F.; WU, T.N. Female Lung Cancer Mortality and Sex Ratios at Birth near a Petroleum Refinery Plant. *Environmental Research Section A*, v. 83, n. 1, p. 33-40, 2000. <https://doi.org/10.1006/enrs.2000.4038>
- YOSHIMINE, R.V.; CARREIRA, R.S.; SCOFIELD, A.L.; WAGENER, A.L. Regional assessment of PAHs contamination in SE Brazil using brown mussels (*Perna perna* Linnaeus 1758). *Marine Pollution Bulletin*, v. 64, n. 11, p. 2581-2587, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.013>
- ZENGEL, S.; WEAVER, J.; WILDER, S.L.; DAUZAT, J.; SANFILIPPO, C.; MILES, M.S.; JELLISON, K.; DOELLING, P.; DAVIS, A.; FORTIER, B.K.; HARRIS, J.; PANACCIONE, J.; WALL, S.; NIXON, Z. Vegetation recovery in an oil-impacted and burned *Phragmites australis* tidal freshwater marsh. *Science of the Total Environment*, v. 612, p. 231-237, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.221>
- ZOCK, J.P.; RODRÍGUEZ-TRIGO, G.; POZO-RODRÍGUEZ, F.; BARBERÀ, J.A.; BOUSO, L.; TORRALBA, Y.; ANTÓ, J.M.; GÓMEZ, F.P.; FUSTER, C.; VERA, H. Prolonged respiratory symptoms in clean-up workers of the Prestige oil spill. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, v. 176, n. 6, p. 610-616, 2007. <https://doi.org/10.1164/rccm.200701-016OC>



AVALIAÇÃO DE METAIS TÓXICOS DE ALFACES CULTIVADAS EM HORTA URBANA NA CIDADE DE SÃO PAULO, SÃO PAULO

EVALUATION OF TOXIC METALS IN LETTUICES GROWN OF AN URBAN GARDEN IN THE CITY OF SÃO PAULO, STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL

Luiz Alberto Bortoletto 

Engenheiro Mecânico, Mestrando do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU), São Paulo, Brasil

Erico da Silva Lima 

Doutor em Zootecnia. Professor do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas (FMU) – São Paulo (SP), Brasil.

Deborah Inês Teixeira Fávoro 

Doutora em Tecnologia Nuclear. Pesquisadora do IPEN – CNEN, São Paulo (SP), Brasil.

João Cristiano Ulrich 

Doutor em Tecnologia Nuclear – Materiais. Técnico pesquisador do Centro de Química e Meio Ambiente do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear (IPEN-CNEN) – São Paulo (SP), Brasil.

Vanessa Aparecida Feijó de Souza 

Doutora em Ciências. Professora do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental do Centro Universitário das FMU – São Paulo (SP), Brasil.

Marycel Elena Barboza Cotrim 

Doutora em Tecnologia Nuclear. Pesquisadora do IPEN-CNEN – São Paulo (SP), Brasil.

Fernanda de Campos Bezerra 

Mestranda em Saúde Ambiental do Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental das FMU – São Paulo (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Erico da Silva Lima – Programa de Mestrado Profissional em Saúde Ambiental, Centro Universitário das Faculdades Metropolitanas Unidas – Rua Ministro Nelson Hungria, 541 – Vila Tramontano – CEP: 05690-050 – São Paulo (SP), Brasil – E-mail: erico.lima@fmu.br

Recebido em: 10/04/2019

Aceito em: 29/07/2019

RESUMO

As hortas urbanas trazem benefícios alimentares e sociais, mas os poluentes atmosféricos são nocivos à saúde. Então, surge a questão: os alimentos das hortas urbanas são seguros? Para investigar, neste estudo utilizou-se a alface crespa, a mais consumida em São Paulo e bioindicadora de metais tóxicos. A pesquisa ocorreu de agosto a outubro de 2018, em horta urbana no telhado de um grande *shopping* da cidade de São Paulo, cercado de intenso tráfego de veículos. Utilizaram-se dois tratamentos, cultivo a céu aberto (T1) e cultivo em estufa com controle de ar (T2), com nove repetições cada. Após 60 dias, quantificaram-se as concentrações médias, nas amostras, dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb) e zinco (Zn), que não ultrapassaram os limites máximos preconizados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Concluiu-se que as alfaces não oferecem riscos à saúde humana, e o tratamento T2 reduziu o teor de Zn na alface ($p < 0,05$).

Palavras-chave: fazenda urbana; hortaliças; elementos-traço; saúde humana; sustentabilidade.

ABSTRACT

Urban gardens bring social and food benefits, but air pollutants are harmful to health. So the question arises: Are garden foods safe? To this end, this study analyzed the green-leaf lettuce, the most consumed one in the state of São Paulo and a bioindicator of toxic metals. The study was conducted from August to October 2018, in an urban garden on the roof of a large shopping mall in the city of São Paulo, surrounded by heavy vehicular traffic. Two treatments were used: open-air cultivation (T1) and cultivation in a greenhouse with air control (T2), with 9 replicates each. After 60 days, the mean concentrations of As, Cd, Cr, Pb and Zn in the samples were quantified, which did not exceed the maximum limits recommended by ANVISA. From the results of the present study, it was concluded that lettuces grown in an urban garden presented no risk to human health and the greenhouse with air control (T2) reduced the Zn content in lettuces.

Keywords: urban farm; greenery; trace elements; human health; sustainability.

INTRODUÇÃO

As condições alimentares e ambientais estão diretamente ligadas à saúde, retratando os métodos de organização de sua produção, do trabalho e da sociedade em certo contexto histórico, no entanto evidencia-se que algumas comunidades se apresentam em situação de vulnerabilidade social e de insegurança alimentar e nutricional (RIBEIRO; BÓGUS; WATANABE, 2015). Como alternativa para essa problemática, a agricultura urbana (AU) tornou-se parte da solução das graves crises humanitárias causadas pelas duas grandes guerras e pela depressão de 1929 (GONÇALVES, 2014; HEIMER, 2008; LAWSON, 2009; LINDEMANN-MATTHIES & BRIEGER, 2016).

Em 2005, a população urbana superou a rural em uma curva crescente, e estima-se que, em 2050, a população urbana supere os seis bilhões de pessoas (UNITED NATIONS, 2014) e a AU se destaque como uma possível fonte de alimentos para essa população, além de contribuir em outros aspectos no bem-estar e na qualidade de vida, como a redução do estresse, por meio do cultivo das hortaliças e da interação social entre os indivíduos. A atividade também modifica o ecossistema e oferece subsídios para o esclarecimento da população quanto à importância da valorização das hortas urbanas; entretanto, o grande desafio será produzir alimentos saudáveis ao consumo humano nesse ambiente com grande potencial poluidor (SCHRAM-BIJKERK *et al.*, 2018; LUCKE; MAMO; KOENIGSTORFER, 2019).

A AU no Brasil teve destaque a partir dos anos 1990 com a criação da agenda de Segurança Alimentar e Nutricional (SAN) (BRASIL, 2014). Ela integra, nos dias atuais, um cenário de mudanças da sociedade brasileira contemporânea, caracterizando a globalização, o avanço tecnológico à informação, estando ligada também ao crescimento demográfico e econômico dos centros urbanos, o que contribui para a reestruturação dos seus espaços por meio do uso do solo, o que contribui para práticas sociais (RIBEIRO; BÓGUS; WATANABE, 2015). No entanto, essa alimentação pode ser perigosa, pois sendo produzida dentro ou nos arredores dos grandes centros urbanos, onde os níveis de poluição são muito elevados, pode ocorrer a contaminação dos frutos, dos legumes e das hortaliças (ANTONIADIS *et al.*, 2019; SURUCHI & KHANNA, 2011). O controle do nível de contaminação desses alimentos é fundamental para segurança dos consumidores dos produtos ad-

vindos da AU, pois esses metabólitos são acumulativos no organismo e contribuem para a morbidade e até mesmo a mortalidade do indivíduo (RAI *et al.*, 2019; AL-SALEH *et al.*, 2017). Embora o corpo humano necessite de alguns desses elementos, como cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn) e zinco (Zn), para suas diferentes funções metabólicas, como atividades enzimáticas, funções hormonais e transportes de nutrientes e proteínas, em altas concentrações podem ser tóxicos, assim como o arsênio (As), o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), elementos não essenciais e que, portanto, não possuem benefícios (KHAN *et al.*, 2015).

A poluição atmosférica é reconhecida pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como um dos problemas ambientais globais que mais ameaçam a saúde. Cerca de 3,7 milhões de pessoas morrem de exposição ao ar contaminado em áreas urbanas (RIOJAS-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016).

Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o mais crítico dos poluentes ambientais é a poluição atmosférica, sendo o intenso tráfego de veículos o principal fator gerador (AMATO-LOURENCO *et al.*, 2016; CETESB, 2017; RIOJAS-RODRÍGUEZ *et al.*, 2016).

O solo é a principal fonte de nutrientes dos vegetais e é por meio dele que a contaminação por metais acontece, mas também pode ocorrer pela água usada para irrigação, nos processos de colheita e armazenamento e até mesmo nos locais de venda (FRANÇA *et al.*, 2017). Há diversos trabalhos sobre a contaminação dos vegetais produzidos em AU, mas não diferenciam a contaminação advinda do solo e do ar atmosférico (AMATO-LOURENCO *et al.*, 2016; ANTONIADIS *et al.*, 2017; MAO *et al.*, 2019).

O presente estudo teve como objetivo avaliar a contaminação de uma espécie de hortaliça pelos contaminantes As, Cd, Cr, Pb e Zn, fazendo uso da AU. A espécie escolhida para plantio foi a alface crespa (*Lactuca saltiva L.*), uma das hortaliças mais cultivadas e consumidas no estado de São Paulo, sendo boa fonte de fibras, ferro, ácido fólico, vitamina C e sais minerais e com baixo valor calórico (HERNANDEZ, 2014; KIM *et al.*, 2016), amplamente utilizada como bioindicadora de contaminação (DALA-PAULA, 2012; ZHENG *et al.*, 2018). Além disso, objetivou-se avaliar a segurança dos ali-

mentos produzidos na AU, e se o sistema de cobertura utilizado, como controle de entrada de ar, foi eficiente na redução dos poluentes atmosféricos no ambiente de cultivo. Consequentemente, avaliou-se se esse sis-

tema conseguiu reduzir as concentrações dos elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn nas hortaliças e contribuir para um cultivo sustentável ambiental e socialmente, além de colaborar para uma alimentação segura.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição do local e da pesquisa

O experimento ocorreu na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (Figura 1A), no telhado verde de um grande *shopping center*, ao redor de 25 m de altura (Figuras 1B e 1C), localizado na região sudoeste da cidade, com coordenadas geográficas 24°31'12" S e 48°06'29"

Estufa

A estufa foi construída com as dimensões externas 125 × 140 × 185 cm (frontal × lateral × altura), com estrutura formada por tubos de PVC e reforçada com barras roscas de ferro (Figura 2A). Na cobertura, foi utilizado plástico transparente de 150 micras (EM-

BRAPA, 2005) (Figura 2B), cortado e costurado no tamanho específico, e fixada por cordões. O sistema de acesso foi projetado com sobreposição de camadas, para maior controle da entrada de ar e fechamento com velcros na lateral frontal (Figura 2C). A entrada

BRAPA, 2005) (Figura 2B), cortado e costurado no tamanho específico, e fixada por cordões. O sistema de acesso foi projetado com sobreposição de camadas, para maior controle da entrada de ar e fechamento com velcros na lateral frontal (Figura 2C). A entrada

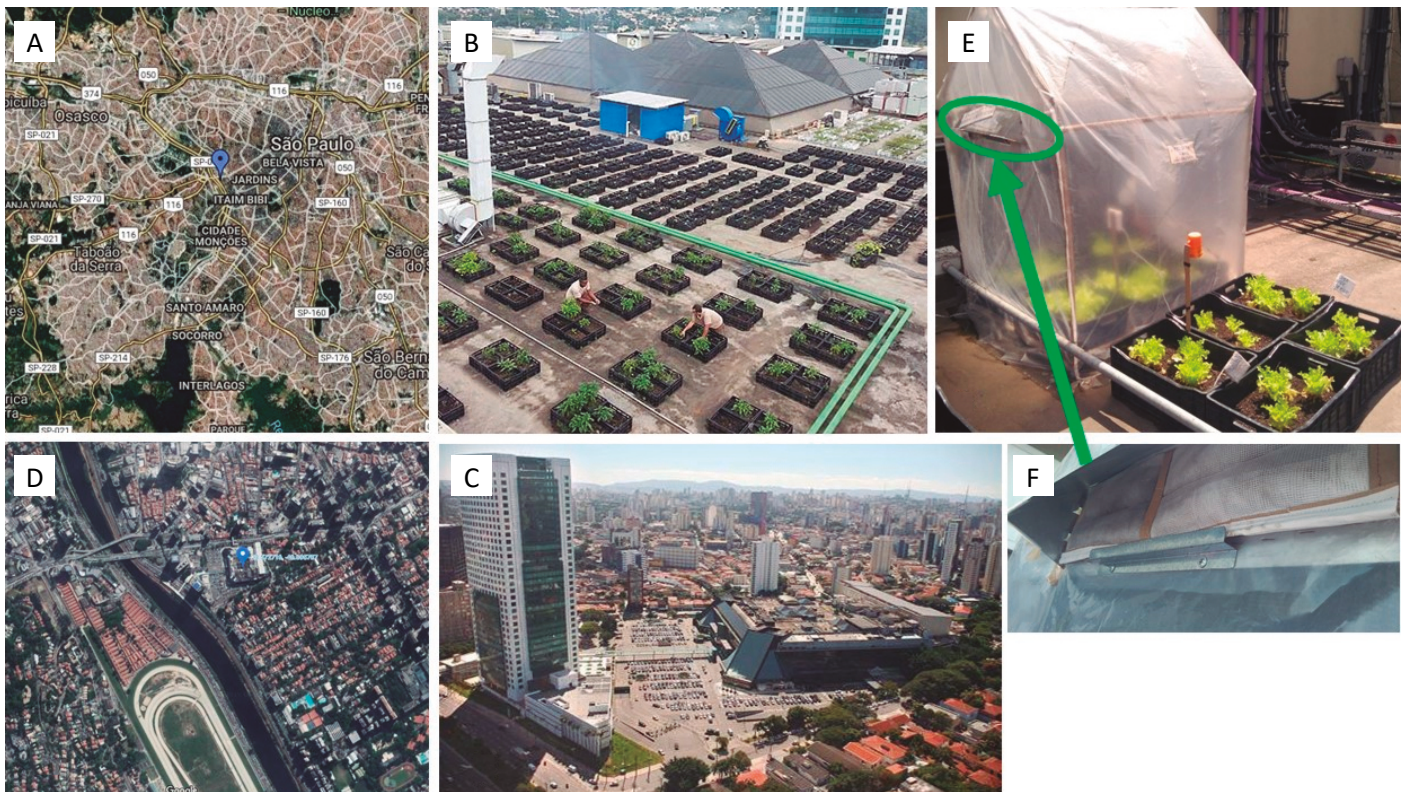


Figura 1 – (A) Imagem aérea da cidade de São Paulo; (B) e (C) imagens da horta urbana no telhado verde do *shopping*; (D) imagem das vias de grande tráfego de veículos e localização da horta; (E) cultivo a céu aberto (T1) e em estufa com controle de ar (T2); (F) sistema de controle de entrada de ar com filtragem.

de ar na estufa é feita por um sistema de circulação forçada, confeccionado com quatro ventoinhas (*coolers* de computador) de 15 × 15 × 3 cm, com sistema elétrico de 12V (Figura 2D) e um elemento filtran-

Experimento e amostragem

Foram preparadas dez caixas plásticas de polipropileno com dimensões 40 × 60 × 25 cm (cinco de cada tratamento), com aproximadamente 25 kg de substrato cada uma. Esse substrato era composto de dois terços de terra vegetal adubada oriunda da zona rural de Suzano, São Paulo, fornecida pela empresa Suzan Humus, e um terço de adubo orgânico Organomix, comercializado pela empresa Art Viva.

Preparo das amostras

Alface

Após cultivo das dez amostras de cada tratamento, foram colhidas nove amostras de cada tratamento, embaladas em sacos plásticos limpos, lacradas,

te construído, artesanalmente, com manta filtrante G3 e moldura de papelão nas dimensões 52 × 15 × 1,0 cm (Figura 2E), que foi substituído semanalmente (Figura 2F).

Foram transplantadas, em cada caixa, duas mudas de alface do tipo crespa, adquiridas de um produtor de mudas na área rural de Ibiúna, São Paulo, com aproximadamente 30 dias de idade.

As mudas, após transplantadas, foram cultivadas por 60 dias, no período de agosto a outubro, inverno e início da primavera de 2018, com irrigação manual duas vezes ao dia, quando não chovia.

identificadas, acondicionadas em caixa térmica com gelo e transportadas para o laboratório (EMBRAPA, 1998).

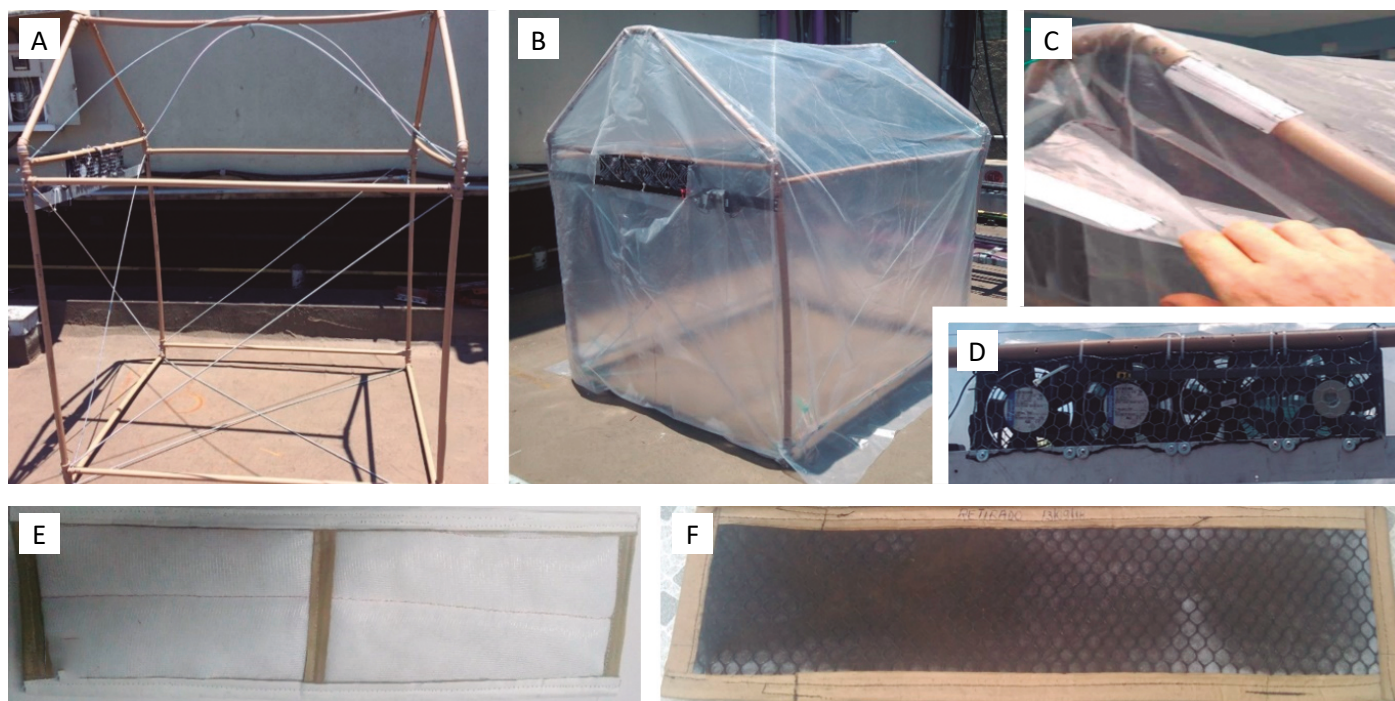


Figura 2 – (A) e (B) Estrutura da estufa e cobertura; (C) sistema de fechamento com velcros; (D) sistema de entrada de ar; (E) e (F) elemento filtrante G3.

Higienização, secagem, moagem e peneiramento da alface

No laboratório, lavaram-se as folhas das 18 amostras de alface com água deionizada e secou-se o excesso de umidade com papel toalha. Em seguida, as amostras foram colocadas em estufa de circulação forçada a 50°C, até peso constante (EMBRAPA, 1998). O teor médio de perda de água para as amo-

stras de alface foi de $94,8\% \pm 0,8$, no processo de secagem. Com almofariz e pistilo se macerou a matéria seca e, posteriormente, peneirou-se em peneira de nylon com granulometria de 45 mesh (EMBRAPA, 1998). Nessas condições, as amostras estavam prontas para as análises químicas.

Substrato

Foram coletadas três amostras de cada substrato (inicial, T1 e T2), coletando-se em três pontos distintos de cada caixa, variando-se a profundidade e reunindo-se, aproximadamente, 500 g de cada, que fo-

ram posteriormente embalados em sacos plásticos, lacrados, identificados, acondicionados em caixa térmica com gelo e transportados para o laboratório (EMBRAPA, 1998).

Secagem, moagem e peneiramento do substrato

No laboratório, foi usado o procedimento de quarteramento para reduzir o tamanho de cada amostra até aproximadamente 50 g. Em seguida, as amostras foram secas em estufa de circulação forçada a 50°C até peso constante. A porcentagem média de

perda de água para as amostras de substrato foi de $37,2\% \pm 1,0$ no processo de secagem. Com almofariz e pistilo, macerou-se a matéria seca e peneirou-se em peneira de náilon com granulometria de 45 mesh (EMBRAPA, 1998).

Métodos analíticos

As amostras foram analisadas no Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Comissão Nacional de Energia Nuclear de São Paulo (IPEN-CNEN/SP), no Laboratório de Análise por Ativação com Nêutrons (LAN (CRPq)) e no Laboratório de Análises Química e Ambiental (LAQA (CQMA)). Foram usadas duas técnicas analíticas: análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA), que quantificou os metais, Cr e Zn, e análise por espectrometria de

emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), o semimetal As e os metais Cd e Pb. Esses elementos foram escolhidos pela sua relevância e toxicidade, e os resultados obtidos para os dois métodos de cultivo, T1 e T2, foram comparados com os limites máximos permitidos para contaminantes inorgânicos para o grupo das hortaliças, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) (BRASIL, 1998, 2013).

Técnica analítica: INAA

Cerca de 150 mg de cada amostra e dos materiais de referência foram submetidos à irradiação no reator nuclear de pesquisa IEA-R1 do IPEN-CNEN/SP, sob um fluxo de nêutrons térmicos de $1 \text{ a } 5 \times 10^{12} \text{ n cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$, por um ciclo diário (6–7 horas), e foram realizadas duas séries de contagem. A primeira foi feita após um tempo de decaimento de cinco a sete dias, e a segunda, de 15 a 20 dias. Nessas condições, a quantificação dos metais Cr e Zn foi feita por meio da espectrometria gama dos radioisótopos ^{51}Cr e ^{65}Zn .

e eletrônica associada, com resolução de 1,21 keV no pico de 121,97 keV do ^{57}Co e de 2,23 keV para o pico de 1332,49 keV do ^{60}Co , respectivamente.

Os materiais de referência certificados (MRC) utilizados para verificação da confiabilidade dos resultados das amostras de alface, em termos de exatidão e precisão, foram *Apple Leaves* (NIST SRM 1515), *Peach Leaves* (NIST SRM 1547) e *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST SRM 1570^a), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, incluindo os metais de interesse Cr e Zn.

A espectrometria gama foi realizada em um espectrômetro da CANBERRA com um detector de Ge hiperpuro

Os MRC utilizados para verificação da confiabilidade dos resultados para as amostras de substrato, em termos de exatidão e precisão, foram *Lake Sediment* (IAEA-SL-3), *Lake Sediment* (IAEA-

-SL-1) e *BEN Basalt* (CNRS, França), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, mesmo os metais de interesse Cr e Zn.

Técnica analítica: ICP-OES

Cerca de 0,450 g de cada amostra e dos materiais de referência foram pesados em balança analítica e transferidos para tubos de teflon; em seguida, foram adicionados 4 mL de ácido nítrico concentrado e 0,3 mL de água oxigenada a 30% v/v, e depois de fechados, os tubos com as amostras foram submetidos ao processo de digestão por micro-ondas. Após resfriamento, os tubos foram abertos e a amostra digerida foi transferida para tubos plásticos, tipo Falcon, com capacidade de 15 mL; foi adicionada água ultrapurificada até volume final igual a 10 mL.

Para realizar a medição dos elementos de interesse no equipamento espectrômetro de emissão óp-

tica com plasma de argônio (Espectro Arcos, Spectro), as linhas espectrais iguais a 189,042 nm (As), 214,438 nm (Cd) e 220,353 nm (Pb) foram selecionadas e utilizadas. O método de adição padrão foi utilizado nas amostras para melhorar o processo de medição.

Os MRC utilizados para a garantia da validade dos resultados das amostras de alface, em termos de exatidão e precisão, foram *Apple Leaves* (NIST SRM 1515), *Peach Leaves* (NIST SRM 1547) e *Trace Elements in Spinach Leaves* (NIST SRM 1570a), que possuem valores certificados de concentração para diversos elementos, incluindo os de interesse As, Cd e Pb.

Análise estatística

Na análise estatística para as mensurações realizadas em folhas de alface, o teste U de Mann-Whitney foi conduzido a fim de comparar os resultados obtidos para os grupos classificados como T1 e T2 ($\alpha = 0,05$).

Os resultados para as amostras de substrato foram comparados segundo as categorias inicial (momento antes de iniciar a pesquisa), T1 e T2, ambos logo depois

da colheita das alfaces. Para tanto, o teste de Kruskal-Wallis foi adotado a 0,05 de significância.

Apesar de as distribuições das variáveis de estudo apresentarem aderência à distribuição normal, segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov ($\alpha = 0,05$; $p > 0,05$), optou-se por provas não paramétricas, uma vez que o número amostral foi baixo. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do pacote estatístico SPSS v.23.

Controle de umidade e temperatura dos ambientes de cultivo

Foi utilizado um termo hidrômetro para controle de umidade e temperatura da marca INCOTERM mod. 7664.01, que controlou diariamente os va-

lores máximos e mínimos de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e umidade relativa (%) em T1 e T2, durante o período de cultivo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises dos MRC se apresentaram adequados: para a técnica INAA, os desvios padrões relativos e erros relativos foram inferiores a 10 % e para

a técnica de ICP OES, as recuperações foram de 83,6 a 102,4%, comprovando a precisão e a exatidão das técnicas analíticas.

Alface

Os resultados das concentrações dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de hortaliças em peso

úmido nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 1.

Os resultados das concentrações médias dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de alface, em peso úmido, nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 2.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Cr em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o limite máximo tolerável (LMT) da ANVISA na base úmida (0,1 mg kg⁻¹), verificou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 15%

do LMT, para contaminantes inorgânicos em hortaliças, da ANVISA, para o cultivo T2 (0,015 ± 0,013 mg kg⁻¹), e 10% para o tratamento T1 (0,010 ± 0,006 mg kg⁻¹), valores muito abaixo do LMT para Cr, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante verificar que muitas amostras apresentaram valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principal-

Tabela 1 – Concentrações dos elementos (base úmida) arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco, das amostras de alface nas diferentes formas de cultivo.

Tratamentos	Repetições	Técnica: INAA (mg kg ⁻¹)		Técnica: ICP-OES (mg kg ⁻¹)		
		Cr	Zn	As	Cd	Pb
Estufa com controle de ar (T2)	1	0,021	2,55	0,014	0,021	0,109
	2	n.d.	2,65	0,032	0,017	0,121
	3	0,005	2,50	0,018	n.d.	0,100
	4	0,002	2,90	0,005	0,002	0,093
	5	0,035	2,75	0,015	n.d.	0,058
	6	n.d.	2,70	0,004	n.d.	0,094
	7	n.d.	2,70	n.d.	0,005	0,075
	8	0,012	2,40	0,018	0,009	0,084
	9	n.d.	2,85	0,001	0,018	0,078
Média		0,015	2,67	0,013	0,012	0,090
Céu aberto (T1)	1	0,016	3,20	0,012	0,011	0,116
	2	0,005	3,70	0,039	0,014	0,088
	3	n.d.	3,85	0,040	n.d.	0,088
	4	n.d.	3,55	0,016	n.d.	0,104
	5	n.d.	3,15	0,037	0,062	0,125
	6	n.d.	4,10	0,002	0,004	0,102
	7	n.d.	2,95	n.d.	n.d.	0,087
	8	n.d.	2,65	n.d.	n.d.	0,026
	9	0,010	3,20	n.d.	n.d.	0,060
Média		0,010	3,37	0,024	0,023	0,088

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado; Cr: cromo; Zn: zinco; As: arsênio; Cd: cádmio; Pb: chumbo; n.d.: não determinado.

mente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T2 ($0,015 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$).

No ser humano, o Cr é essencial para metabolizar os açúcares. Sua deficiência pode causar diabetes, fadiga, ansiedade e problemas de crescimento. Em excesso causa dermatites, úlcera, problemas renais e hepáticos, hemólise e hemorragia gastrointestinal (MERLINO *et al.*, 2010; RAI *et al.*, 2019).

O Cr existe no ambiente em três estados: Cr elementar (0); Cr trivalente (Cr^{3+}), considerado mais “natural”; e Cr hexavalente (Cr^{6+} + 150). O estado elementar e Cr^{6+} + 150 são tipicamente gerados pela indústria, em que são usados, por exemplo, na galvanoplastia, na proteção contra corrosão e no curtimento de couro, na fabricação de aço inoxidável e na produção de ligas. A forma hexavalente é usada como medida anti-corrosiva na fabricação de corantes têxteis e na proteção da madeira (EL-KADY; ABDEL-WAHAB, 2018).

Em Barcelona, Espanha, alfaces foram cultivadas em quatro zonas periurbanas no período de inverno (MARGENAT *et al.*, 2018). As amostras dessas hortaliças apresentaram variação de Cr de 0,08 a 0,54 mg/kg (base úmida), valores esses inferiores aos observados

na presente pesquisa, em que os vegetais foram cultivados em um telhado verde da capital de São Paulo.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Zn em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA (50 mg kg^{-1}), verificou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 5% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 ($2,67 \pm 0,16 \text{ mg kg}^{-1}$) e 7% para o tratamento T1 ($3,37 \pm 0,46 \text{ mg kg}^{-1}$), valores muito abaixo do LMT para Zn, para o grupo das hortaliças. Os resultados demonstram que o ambiente estufa (T2) foi significativamente eficiente ($p < 0,05$) na redução da concentração do elemento Zn, poluente associado ao desgaste dos componentes veiculares (MOREIRA *et al.*, 2016).

Analisando os resultados do presente estudo com os encontrados por França *et al.* (2017), em duas espécies de alface, em dois sítios no entroncamento das rodovias federais BR-101 e BR-232, em Recife, Pernambuco, o teor da amostra de Zn (base úmida) da alface *capitata* site A ($83,1 \pm 13,3 \text{ mg kg}^{-1}$) foi 24 vezes maior que o do presente estudo no T1.

No corpo humano, o Zn é o segundo elemento mais abundante, essencial para a realização das reações químicas

Tabela 2 – Concentrações médias (mg kg^{-1}) dos elementos-traço, em base úmida, das amostras de alface pelas técnicas de análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado.

Amostra	Técnica	Elemento	Tratamento	n	LMT	Média	DP	Valor p
Folhas	INAA	Cr	T2	5	0,1	0,015	0,013	0,764
			T1	3		0,010	0,006	
		Zn	T2	9	50	2,67	0,16	0,002
			T1	9		3,37	0,46	
	ICP-OES	As	T2	8	0,3	0,013	0,010	0,245
			T1	6		0,024	0,016	
		Cd	T2	6	0,2	0,012	0,008	0,831
			T1	4		0,023	0,027	
		Pb	T2	9	0,3	0,090	0,019	0,757
			T1	9		0,088	0,030	

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado; Cr: cromo; Zn: zinco; As: arsênio; Cd: cádmio; Pb: chumbo; T2: estufa com controle de ar; T1: céu aberto; n: número de amostras; LMT: limite máximo tolerável; DP: desvio padrão da média.

micas de mais de cem enzimas; é fundamental para as funções do sistema nervoso central e necessário para o desenvolvimento neurológico. A deficiência de Zn traz déficit de crescimento, perda de apetite, alteração de paladar e atraso na maturidade sexual (AMBRÓGI; AVEGLIANO; MAIHARA, 2016).

Os valores encontrados por Margenat *et al.* (2018) nas amostras de alface (base úmida), para Zn, em quatro locais periurbanos de Barcelona, variaram de 1,47 a 3,41 mg/kg⁻¹. O valor máximo obtido esteve mais próximo ao T1, enquanto o mínimo encontrado foi inferior ao comparar com os tratamentos deste estudo (Tabela 2).

As atividades humanas têm colaborado para um aumento de Zn na atmosfera por meio da produção de fertilizantes e lodo de esgoto (ALLOWAY, 2012). Além do mais, a proximidade de intenso tráfego de veículos pode levar a uma exposição considerável de Zn por meio do desgaste de freios e pneus, das emissões de óleo do motor e aditivos antidestrução do escapamento de veículos (LOUGH *et al.*, 2005), características essas verificadas na região do presente estudo. No entanto, o T2 foi eficiente em reduzir as partículas do elemento Zn nas alfaces por meio da cobertura e do controle de ar dos vegetais cultivados em comparação ao T1.

A absorção excessiva do Zn ao organismo pode levar a um quadro de intoxicação, resultando em sintomas como vômitos, diarreias e cólicas. A inalação de vapores de Zn produzidos nos processos de solda e fabricação de ligas de Zn causa grande irritabilidade e lesões ao sistema respiratório (BRITO FILHO, 1988).

Ao verificar os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento As em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA (0,3 mg kg⁻¹), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 10% dos LMT da ANVISA para o cultivo T1 (0,024 ± 0,016 mg kg⁻¹) e 5% para o tratamento T2 (0,013 ± 0,010 mg kg⁻¹), valores muito abaixo do LMT para As, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante averiguar que 22% do total das amostras apresentou valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principalmente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T1 (0,024 ± 0,016 mg kg⁻¹). A exposição crônica a pe-

quenas doses resulta em fraqueza, prostração e dores musculares contínuas (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012). Além do mais, estudos dos acontecimentos em Taiwan levaram a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) a mudar a classificação do As para cancerígeno de classe I (RIBEIRO, 2016).

De Oliveira *et al.* (2017) mencionaram que, nos Estados Unidos, não há limites específicos sobre a concentração de As em vegetais. Entretanto, Khan *et al.* (2015) relataram que em alguns países como a Polônia o limite seria de 0,2 mg kg⁻¹ para vegetais frescos; na China, 0,5 mg kg⁻¹, tanto para arroz, feijão e vegetais; e no Japão, 1,0 mg kg⁻¹ para espinafre, tomate e pepino (DE OLIVEIRA *et al.*, 2017). Todos os valores observados no presente estudo estão de acordo ou dentro dos limites dos autores mencionados nos respectivos países.

Margenat *et al.* (2018) encontraram variação de 2,16 x 10⁻⁴ a 9,36 x 10⁻⁴ mg/kg de As (base úmida) em alfaces cultivadas no perímetro urbano, em Barcelona, no período de inverno. Ambos os valores foram bem inferiores aos encontrados nos tratamentos do presente estudo, em que as diferenças dos resultados podem estar relacionadas às características dos locais de amostragem, de São Paulo e Barcelona.

Comparando os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Cd em hortaliças, obtidos no presente estudo, com o LMT da ANVISA (0,2 mg kg⁻¹), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 6% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 (0,012 ± 0,08 mg kg⁻¹) e 11% para o tratamento T1 (0,023 ± 0,027 mg kg⁻¹), ou seja, valores muito abaixo do LMT para Cd, para o grupo das hortaliças. Contudo, é importante ressaltar que 39% do total das amostras apresentou valores de concentração muito baixos, ou seja, abaixo do limite de quantificação (n.d.) da técnica analítica para esse elemento, o que resultou em um desvio padrão da média bastante alto, principalmente no caso das hortaliças cultivadas sob tratamento T1 (0,023 ± 0,027 mg kg⁻¹).

Valores de Cd em alfaces cultivadas no inverno em áreas periurbanas de Barcelona, variaram na ordem de 0,01 a 0,04 mg kg⁻¹ na base úmida (MARGENAT *et al.*, 2018), sendo o valor mínimo encontrado igual ao tratamento T2 verificado no presente estudo. Esse resultado passa a ser importante, pois a proximidade desse valor com o cultivado na Europa pode ser vista como

aspecto positivo, já que os europeus tendem a ser mais exigentes em todos os elos da cadeia produtiva e preocupados com aspectos ambientais.

Resultados de Cd na base úmida, muito próximos aos obtidos com o tratamento T1, foram encontrados por Dala-Paula (2012), que estudou três hortas urbanas e três espécies de alface no município de Contagem, Minas Gerais, no Centro Municipal de Agricultura Urbana e Familiar (CMAUF), para a espécie Romana Branca de Paris ($0,0234 \pm 0,0005 \text{ mg kg}^{-1}$) e Regina de Verão ($0,0202 \pm 0,0007 \text{ mg kg}^{-1}$).

O Cd é um metal cancerígeno e, no ambiente, a maior parte dele é considerada como subproduto. Não é encontrado como um metal puro em altas concentrações; é facilmente encontrado em associação com Pb, Zn e níquel (Ni), por exemplo, nas baterias recarregáveis (níquel-cádmio) ou como agentes pigmentantes e anticorrosivos, também como estabilizantes para PVC e até mesmo no tabaco (EL-KADY; ABDEL-WAHHAB, 2018).

As principais enfermidades causadas pela absorção de Cd acontecem nos rins, no fígado, no trato digestivo, no coração, nos ossos e nos vasos sanguíneos. A exposição crônica alimentar caracteriza-se pela perda das funções renais, que podem se tornar irreversíveis, pelo distúrbio no metabolismo do cálcio, pela osteoporose e pela osteomalácia (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012).

Ao comparar os valores de concentração médios (Tabela 2) do elemento Pb obtidos no presente estudo com o LMT da ANVISA ($0,3 \text{ mg kg}^{-1}$), constatou-se que as concentrações médias desse elemento representaram 30% dos LMT da ANVISA para o cultivo T2 ($0,090 \pm 0,019 \text{ mg kg}^{-1}$) e o T1 ($0,088 \pm 0,030 \text{ mg kg}^{-1}$), ou seja, valores muito abaixo do LMT para Pb. Nota-se que não houve praticamente diferença da concentração média de Pb das amostras cultivadas sob o T1 e o T2. Apesar de a época de cultivo ser no inverno, em que se tem menos chuvas, as alfaces de ambos os tratamentos foram irrigadas periodicamente durante o cultivo, o que pode ter lixiviado os metais das folhas, especialmente o Pb depositado em folhas com poeira (VOUTSA; GRIMANIS; SAMARA, 1996; KIM *et al.*, 2015). Diante disso, tanto T1 como T2 tiveram suas alfaces lavadas, o que pode ter contribuído para a não diferença ($p > 0,05$) entre tratamentos e valores abaixo do limite preconizado pela ANVISA e pela União Europeia (EU, 2011).

No estudo desenvolvido por Dala-Paula (2012), um único resultado de Pb ($0,109 \pm 0,062 \text{ mg kg}^{-1}$) na base úmida, no local CMAUF, para a espécie Baba de Verão, foi superior ao valor médio encontrado no presente estudo ($0,090 \pm 0,019 \text{ mg kg}^{-1}$). As amostras dos demais locais analisados apontaram valores de concentração inferiores aos do presente estudo.

Os valores encontrados por Margenat *et al.* (2018) nas amostras de alface (base úmida), para Pb, em quatro locais periurbanos de Barcelona variam de 0,08 a $0,22 \text{ mg/kg}^{-1}$, e de acordo com os autores, uma amostra da estação de verão não esteve dentro dos padrões alimentares humanos ao apresentar $0,45 \text{ mg/kg}^{-1}$ de Pb. No presente estudo, o Pb nas alfaces, além de estar dentro dos limites da ANVISA, os valores foram praticamente similares aos teores mínimos encontrados pelos autores supracitados para uma agricultura saudável para o consumo humano.

Seres humanos expostos ao Pb têm diversas alterações: no desenvolvimento neurológico, na fertilidade, na mortalidade, no sistema renal e na pressão arterial (FAO/WHO, 2010). O Pb é cumulativo nos tecidos humanos com a idade, nos ossos, na artéria aorta, no rim, no fígado, no pulmão e no baço. A principal concentração corpórea ocorre nos ossos, entre 9 e 94% do total; o restante concentra-se no sangue e nos tecidos moles (MAIHARA; FAVARO; BARBOSA JR., 2012).

Constatou-se, a partir dos resultados no presente estudo, que os níveis de concentração para os elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn estiveram sempre muito abaixo dos LMT da ANVISA, podendo-se concluir que as hortaliças cultivadas nessa horta urbana em plena capital de São Paulo não apresentam riscos à população que as consome — para os elementos analisados, que são considerados como principais elementos tóxicos para a saúde ambiental e humana.

Dado o risco associado ao consumo de vegetais frescos, a EU estabeleceu níveis máximos de Pb e Cd que podem ser encontrados em vegetais (0,20 e $0,05 \text{ mg/kg}$, respectivamente, ambos na base úmida) (EU, 2011). Esses dados ratificam aqueles mencionados anteriormente neste estudo, em que os produtos agrícolas urbanos do telhado verde de um *shopping* da cidade de São Paulo não oferecem risco de saúde à população.

Amato-Lourenco *et al.* (2016) e Antisari *et al.* (2015) demonstraram que há forte correlação entre as concentrações elementares nas hortaliças produzidas em hortas urbanas e a poluição atmosférica, e que o tipo de hortaliça, a proximidade às grandes vias de tráfego de veículos, o período de exposição, as condições climáticas e os obstáculos verticais afetam com significância essas concentrações. Portanto, a distância vertical (aproximadamente 25 m) das vias de tráfego até a horta localizada no teto do *shopping* é uma possível explicação para a menor concentração dos elementos tóxicos nas amostras de alface, o que corrobora com as análises feitas por França *et al.* (2017), que afirmaram que a quantidade de Pb presente nas amostras de solo coletadas perto das zonas de tráfego eram 1000% maiores que as coletadas em área mais afastada. Os autores ressaltaram que a concentração de Pb no solo brasileiro ainda é grande, mesmo depois de o uso da gasolina aditivada com Pb ter sido proibido no Brasil, em 1993. Antisari *et al.* (2015) afirmaram que cultivares plantados próximos de fontes de poluição (por exemplo, estradas principais) são mais propícios ao acúmulo de metais tóxicos, aumentando cerca de 1,5 vez quando os vegetais são cultivados a 10 m da estrada em comparação aos cultivados a 60 m de distância.

Na Europa, os autores Ercilla-Montserrat *et al.* (2018) encontraram valores de metais tóxicos (As, Cd e Pb) bem menores que o deste estudo (Tabela 2) na cidade de Barcelona e seus arredores, em áreas de alto tráfego de veículos. Nesse caso, foi utilizado um sistema alternativo de cultivo, sem solo, em quatro tratamentos, sendo alfaces cultivadas em estufa periurbana no telhado a 16 m do solo, cultivo em telhado urbano a 24 m do solo, cultivo em telhado periurbano a 20 m do solo e cultivo em pátio urbano a 4 m do solo. Os resultados mostraram que a concentração de metais tóxicos nas folhas de alface está abaixo do limite da legislação da EU em todos os casos (tratamentos) estudados. As concentrações obtidas foram abaixo dos valores analíticos detectáveis para As (< 0,005 mg/kg) e Cd (<

0,005 mg/kg) em todos os tratamentos. A concentração de Pb variou de 0,0060 a 0,0244 mg/kg, sendo esse último valor de uma amostra não lavada, o que gerou aumento no teor de Pb em razão do aumento da poeira na amostra. Como dito, nos três elementos determinados pelos autores nas amostras de alface, os valores se apresentaram bem inferiores a este trabalho (Tabela 2). É bem provável que as condições atmosféricas de Barcelona, que apresentaram os elementos tóxicos dentro dos limites adequados, somadas à ausência de solo ou substrato (possíveis contaminantes) no cultivo das alfaces, tenham levado a um cultivo mais limpo, que pode ser observado pelos valores bastante baixos dos metais em questão.

As Figuras 3 e 4 representam graficamente as concentrações médias (mg kg⁻¹) e o DP dos elementos As, Cd, Pb e Cr e Zn nas hortaliças, nos experimentos T1 e T2.

A Figura 3 mostra os dados obtidos para as concentrações médias dos elementos As, Cd, Cr e Pb na aplicação do teste estatístico entre as médias para os cultivos. No ambiente T2, não houve diferença ($p > 0,05$), mas constatou-se redução numérica da concentração média dos elementos As e Cd e menor dispersão dos resultados.

A Figura 4 apresenta os dados obtidos para o elemento Zn na aplicação do teste estatístico entre as médias para os dois cultivos. Observou-se diferença significativa entre as médias, bem como valores inferiores no T2 e com menor dispersão dos resultados para esse elemento ao comparar com o T1.

Esses resultados parecem indicativos de que o ambiente T2 foi eficaz na redução dos níveis de concentração do elemento Zn (poluente) com significância e dos elementos As e Cd numericamente, nas amostras de alface. O elemento filtrante padrão G3 é um filtro de uso geral, do grupo grossos. Há filtros do grupo médios e finos, com maior capacidade de retenção, podendo melhorar a eficiência do sistema.

Os resultados das concentrações médias dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn das amostras de substrato, em peso seco, nos dois tratamentos (T1 e T2) estão apresentados na Tabela 4.

Substrato

Os resultados das concentrações dos elementos As, Cd, Pb, Cr e Zn para as amostras de substrato, sendo o substrato inicial, e nos dois tratamentos (T1 e T2) após o término do cultivo estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Concentrações dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato (inicial, céu aberto (T1) e estufa com controle de ar (T2)), com base no peso seco, e nas duas técnicas analíticas (análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado).

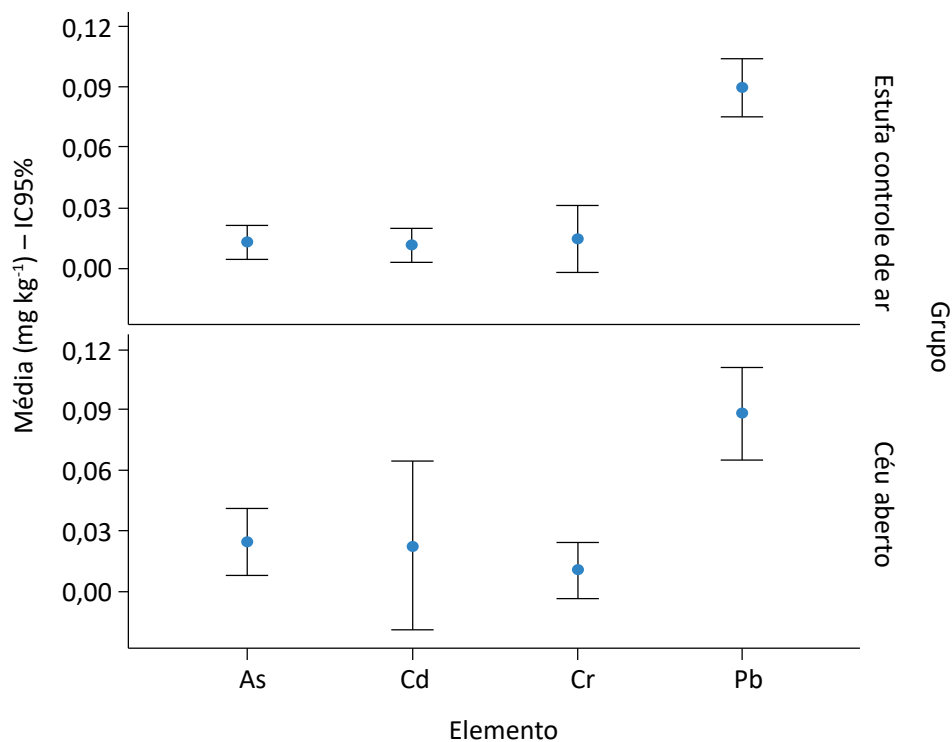
Amostra*	repetição	Técnica: INAA (mg kg ⁻¹)		Técnica: ICP-OES (mg kg ⁻¹)		
		Cr	Zn	As	Cd	Pb
Inicial	1	53,6	55	1,880	1,322	18,322
	2	56,5	60	1,315	1,053	21,670
	3	63,9	60	1,695	1,254	22,403
Média		58,0	58,3	1,630	1,210	20,798
Estufa com controle de ar (T2)	1	58,6	67	2,51	1,675	18,020
	2	56,2	59	2,55	2,100	20,522
	3	52,7	57	2,19	1,827	23,200
Média		55,8	61,0	2,417	1,867	20,581
Céu aberto (T1)	1	58,3	59	1,452	1,438	15,207
	2	58,5	56	2,840	1,791	10,350
	3	55,5	55	3,190	2,423	25,762
Média		57,4	56,7	2,494	1,884	17,106

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado; *amostras inicial (pré-plantio), T2 (estufa com controle de ar) e T1 (cultivo a céu aberto) depois de 60 dias de cultivo.

Tabela 4 – Concentrações médias (mg kg⁻¹) dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato (peso seco), nas duas técnicas analíticas (análise por ativação com nêutrons instrumental e análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado).

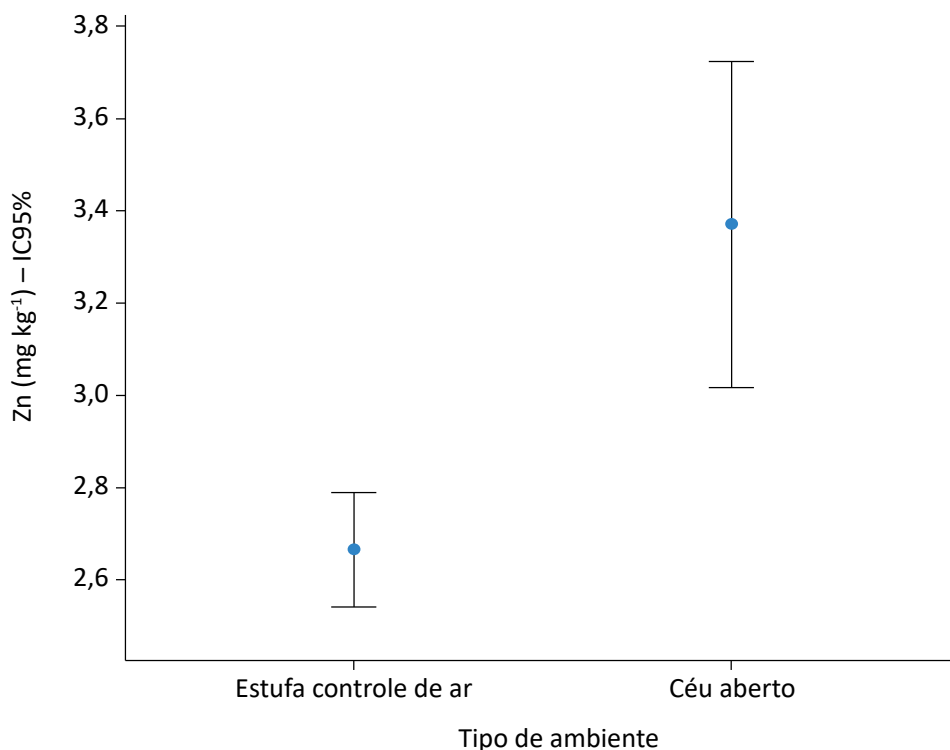
Amostra	Técnica	Elemento	Tratamento	n	LMT	Média	DP	Valor p
Substrato	INAA	Cr	Inicial	3	75	58,0	5,3	0,875
			T2	3		55,8	3,0	
			T1	3		57,4	1,7	
		Zn	Inicial	3	300	58,3	2,9	0,406
			T2	3		61,0	5,3	
			T1	3		56,7	2,1	
	ICP-OES	As	Inicial	3	15	1,63	0,29	0,193
			T2	3		2,42	0,20	
			T1	3		2,49	0,92	
		Cd	Inicial	3	1,3	1,21	0,14	0,066
			T2	3		1,87	0,22	
			T1	3		1,88	0,50	
Pb	Inicial	3	72	20,80	2,18	0,733		
	T2	3		20,58	2,59			
	T1	3		17,11	7,88			

INAA: análise por ativação com nêutrons instrumental; ICP-OES: análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado; T2: estufa com controle de ar; T1: céu aberto; n: número de amostras; LMT: limite máximo tolerável; DP: desvio padrão da média.



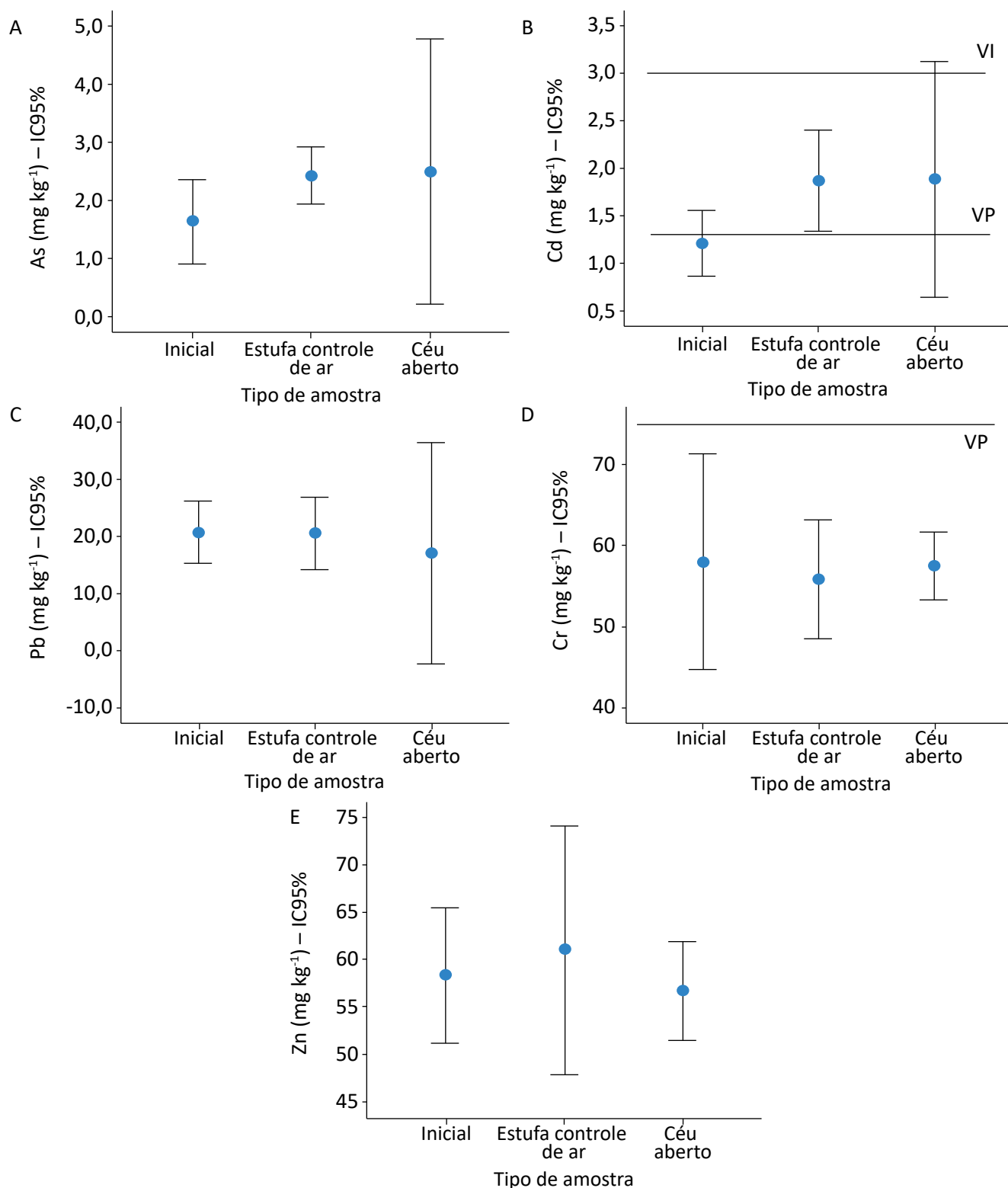
IC95%: intervalo de confiança de 95%.

Figura 3 – Representação gráfica das concentrações médias (mg kg⁻¹), na base úmida, dos elementos arsênio, cádmio, cromo e chumbo nas amostras de alface, nos dois tipos de cultivo: céu aberto (T1) e estufa com controle de entrada de ar (T2).



IC95%: intervalo de confiança de 95%.

Figura 4 – Representação gráfica das concentrações médias (mg kg⁻¹) do elemento zinco nas amostras de alface cultivadas sob dois tipos de cultivo: céu aberto (T1) e estufa com controle de entrada de ar (T2).



IC95%: intervalo de confiança de 95%; VP: valor de prevenção – concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais, de acordo com o art. 3º; VI: valor de investigação – concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Figura 5 – Representação gráfica das concentrações médias (mg kg^{-1}), com base no peso seco, dos elementos arsênio, cádmio, chumbo, cromo e zinco nas amostras de substrato nos ambientes inicial e pós-colheita (T1 e T2).

Na comparação de médias para as amostras de substrato não houve variação estatisticamente significativa para as três situações: substrato inicial e substratos pós-colheita (T2 e T1), em IC95% (intervalo de confiança de 95%) ($p > 0,05$).

A Figura 5 apresenta as variações de concentração dos elementos As, Cd, Cr, Pb e Zn nos substratos coletados nas três situações, inicial e pós-colheita (T1 e T2).

Para o Cd (Figura 5B), os valores médios de concentração para as amostras de substrato foram comparados com os valores de prevenção (VP) e os valores de investigação (VI) do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 2009), com base no peso seco para solos usados na agricultura. Observou-se que a concentração de Cd, no substrato inicial, encontrava-se abaixo do VP ($1,3 \text{ mg kg}^{-1}$), e que sob os tratamentos T1 e T2, os valores médios se encontraram entre os valores de VP e o VI (3 mg kg^{-1}), com uma dispersão maior para as amostras do caso T1, pelos baixos valores de concentração para Cd.

Para os demais elementos analisados, As, Cr, Pb e Zn, os valores médios de concentração estiveram abaixo do VP específico ($15, 75, 72$ e 300 mg kg^{-1} , respectivamente), não apresentando riscos para o cultivo das hortaliças.

Khan *et al.* (2015) mencionam que os limites de As podem variar de acordo com as características e o tipo de solo, sendo possível variações de $75, 30$ e 20 mg kg^{-1} , segundo a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), a *State Environmental Protection Administration* (SEPA) China e a *Food and Agriculture Organization/World Health Organization* (FAO/WHO), respectivamente. Vale ressaltar que, no presente estudo, foi utilizado substrato apenas no cultivo das alfaces, o qual era composto de terra vegetal adubada oriunda da zona rural e adubo orgânico, o que pode ter contribuído para o menor valor de As encontrado.

Os resultados encontrados por Dala-Paula *et al.* (2018) no estudo com três espécies de alface em três hortas urbanas na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, para o elemento Pb no solo, apresentaram concentrações médias (base

seca) que variaram de $12,6$ a $28,3 \text{ mg kg}^{-1}$ em Cafezal e no Centro, respectivamente — valores inferior e superior aos verificados nos substratos do presente estudo, em que houve variação de $17,11 \text{ mg kg}^{-1}$, a céu aberto, a $20,58 \text{ mg kg}^{-1}$, na estufa.

No estudo de Margenat *et al.* (2018), em solos da Barcelona, em quatro locais periurbanos, os valores de Pb (base seca) variaram de 77 a 216 mg/kg e excederam as diretrizes de qualidade ambiental, diferentemente do presente estudo, em que os valores pré e pós-cultivo do metal no substrato se encontraram bastante inferiores (Tabela 4). Isso pode estar relacionado à origem do substrato especificado anteriormente, que garante um cultivo mais limpo. Além do mais, os solos estão mais propensos às variações ambientais, o que torna ainda maior o desafio de produzir de forma mais sustentável ambientalmente. Ercilla-Montserrat *et al.* (2018) resolveram essa questão ao adotar o cultivo hidropônico (sem uso de solo) nas zonas urbanas e periurbanas da Europa. Os valores dos metais (As, Cd e Pb) encontrados nas folhas de alface pelos autores foram bastante reduzidos, e o não uso de solo nos cultivos foi uma das principais explicações para garantir esses dados.

Os resultados apontados por Dala-Paula *et al.* (2018), para o elemento Cd, variaram de $0,14$ a $0,20 \text{ mg kg}^{-1}$ no jardim e no centro, respectivamente. Valores bem maiores de concentração foram encontrados no presente estudo — de $1,21 \text{ mg kg}^{-1}$ (inicial) a $1,88$ (T1) mg kg^{-1} . Já os valores apontados por Margenat *et al.* (2018), para o metal em questão, foram menores em relação ao presente estudo.

Somente um local do trabalho de Margenat *et al.* (2018), em zona periurbana, apresentou Cr no solo (62 mg kg^{-1}) acima dos valores verificados neste estudo (Tabela 4), com base no peso seco. Já em relação ao elemento Zn no solo, todos os valores verificados pelos autores nos quatro locais periurbanos variaram de 148 a 208 mg kg^{-1} , bastante superiores aos valores deste estudo (Tabela 4).

As Figuras 6 e 7 apresentam, respectivamente, os valores de umidade e temperatura medidos em ambos os cultivos, durante o período de cultivo.

Pelos dados apresentados nas Figuras 6 e 7, parece não ter havido grande diferença nas temperaturas máxima e mínima no T1 e no T2, e na umidade re-

lativa máxima, durante o processo de cultivo. Entretanto, percebe-se pequena diferença com relação à variação da umidade relativa mínima — esta

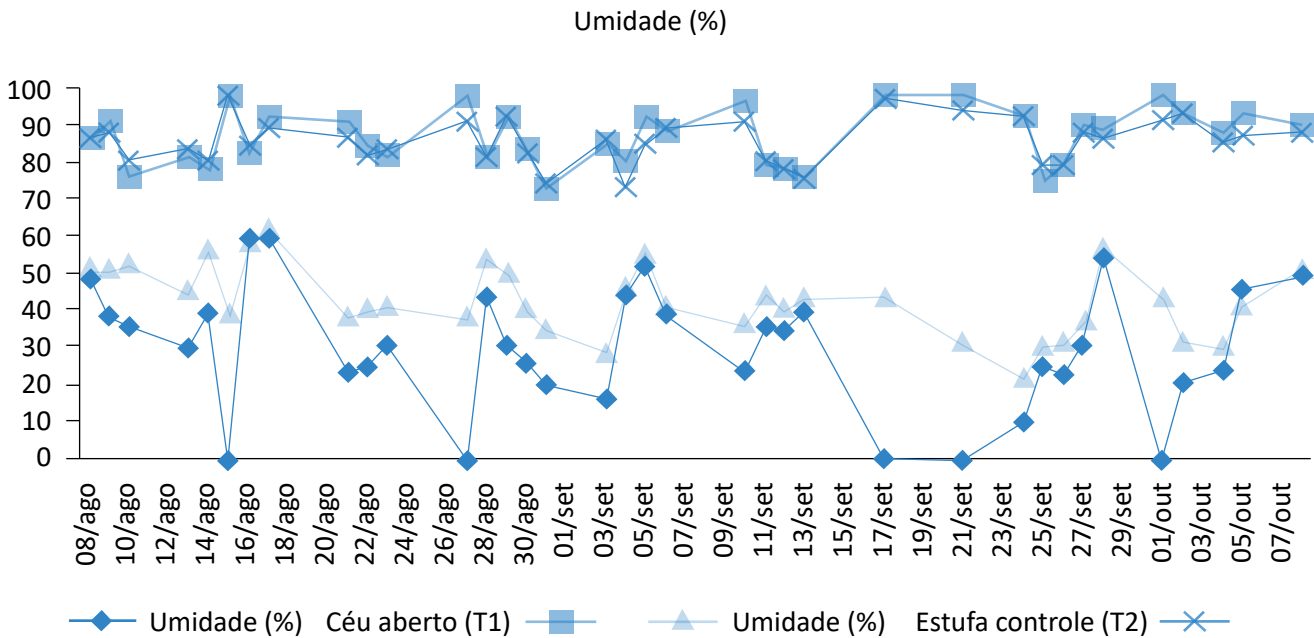


Figura 6 – Representação gráfica da umidade (%) do cultivo a céu aberto (T1) e do cultivo estufa controle (T2).

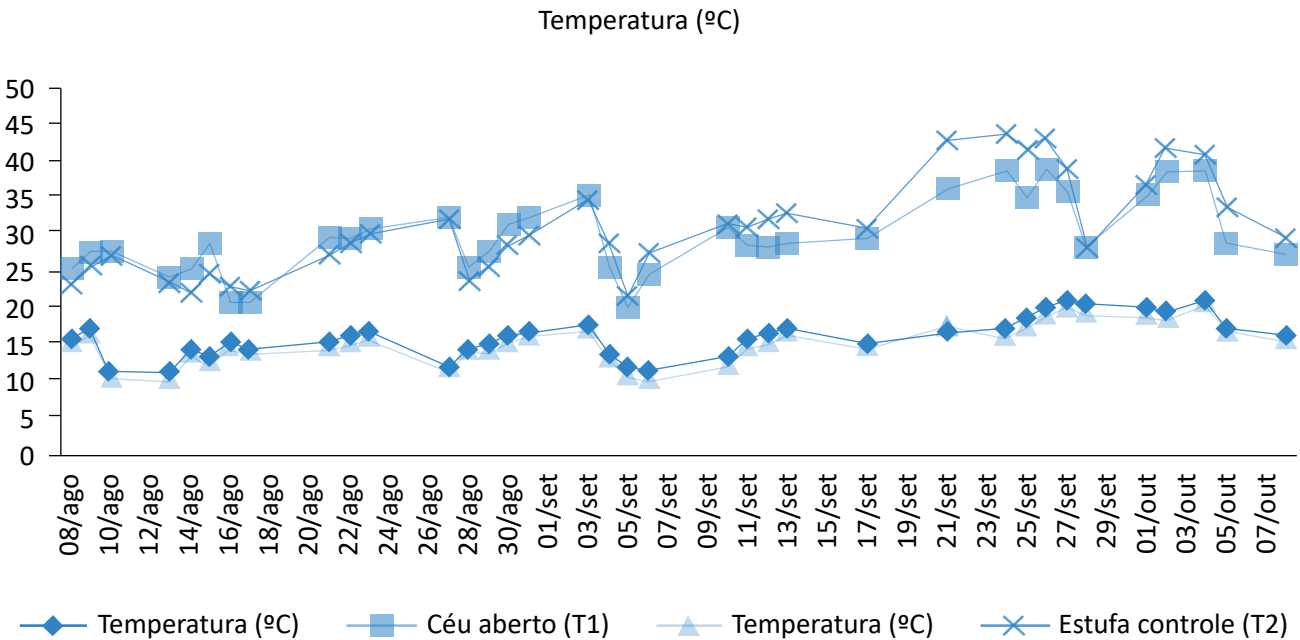


Figura 7 – Representação gráfica da temperatura máxima (°C) e da temperatura mínima (°C) do cultivo a céu aberto (T1) e do cultivo estufa controle (T2).

sempre foi maior no T2 que no T1. Há dias em que a umidade relativa externa chegou a 0%, ampliando a concentração de material particulado em suspensão no ar. Logo, a estufa contribui para melhor controle da umidade relativa do ambiente de culti-

vo, minimizando também a entrada dos poluentes presentes nos materiais particulados em suspensão, com destaque para o Zn, em que houve redução ($p < 0,05$) na sua concentração ao comparar com o tratamento T1 (Tabela 2).

CONCLUSÕES

O ambiente controlado (T2) foi eficiente em reduzir a concentração de Zn nas alfaces, o que o torna importante em um ambiente de intenso tráfego de veículos, refletindo na exposição desse elemento na atmosfera.

Embora os locais de amostragem estejam próximos a vias de alta densidade de veículos e sejam mais vulneráveis a uma alta concentração de metais, nos dois tratamentos (T1 e T2) a concentração média de metais tóxicos nos vegetais esteve abaixo dos limites estabelecidos na legislação do país, assegurando a segurança

dos alimentos cultivados na zona urbana de um telhado verde da capital paulista.

Constatou-se que o uso da estufa com sistema de controle de ar demonstrou ser eficaz na redução da entrada de materiais particulados em suspensão, em condições de baixa umidade relativa do ar.

Vale ressaltar que foram avaliados um tipo de hortaliça e um período de cultivo específico (inverno). Há a necessidade de novas pesquisas, com diferentes tipos de hortaliça, cultivo ao nível do solo, em diferentes estações do ano e para outros contaminantes inorgânicos importantes.

REFERÊNCIAS

- ALLOWAY, B. J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability. *Environmental Pollution*. 3. ed. Nova York: Springer, 2012. 614 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- AL-SALEH, I.; AL-ROUQI, R.; ELKHATIB, R.; ABDULJABBAR, M.; AL-RAJUDI, T. Risk assessment of environmental exposure to heavy metals in mothers and their respective infants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 220, n. 8, p. 1252-1278, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.07.010>
- AMATO-LOURENCO, L. F.; MOREIRA, T. C. L.; DE OLIVEIRA SOUZA, V. C.; BARBOSA JR., F.; SAIKI, M.; SALDIVA, P. H. N.; MAUAD, T. The influence of atmospheric particles on the elemental content of vegetables in urban gardens of Sao Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, Boulder, v. 216, p. 125-134, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.036>
- AMBRÓGI, J. B.; AVEGLIANO, R. P.; MAIHARA, V. A. Essential element contents in food groups from the second Brazilian total diet study. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 307, n. 3, p. 2209-2216, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s10967-015-4591-6>
- ANTISARI, L. V.; ORSINI, F.; MARCHETTI, L.; VIANELLO, G.; GIANQUINTO, G. Heavy metal accumulation in vegetables grown in urban gardens. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 35, n. 3, p. 1139-1147, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0308-z>
- ANTONIADIS, V.; GOLIA, E. E.; LIU, Y.-T.; WANG, S.-L.; SHAHEEN, S. M.; RINKLEBE, J. Soil and maize contamination by trace elements and associated health risk assessment in the industrial area of Volos, Greece. *Environment International*, v. 124, p. 79-88, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.053>
- ANTONIADIS, V.; SHAHEEN, S. M.; BOERSCH, J.; FROHNE, T.; LAING, G. D.; RINKLEBE, J. Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, v. 186, part 2, p. 192-200, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 249, Seção 1, p. 81, 30 dez. 2009. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

_____. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, 27 ago. 1998. Disponível em: <https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo_XI_61948_11.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2018.

_____. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada nº 42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o regulamento técnico Mercosul sobre limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos. *Diário Oficial da União*, Brasília, 29 ago. 2013. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html>. Acesso em: 30 jan. 2018.

_____. *Política nacional de agroecologia e produção orgânica*. Subsídio para uma Política Nacional de Agricultura Urbana Periurbana (PNAUP). 2014. Disponível em: <<http://aspta.org.br/wp-content/uploads/2015/04/Subsidio-para-uma-Poli%CC%81tica-Nacional-de-Agricultura-Urbana-Periurbana.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

BRITO FILHO, D. *Toxicologia humana e geral*. 2. ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 1988. 678p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. *Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2016*. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2017/09/relatorio-ar-2016.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

DALA-PAULA, B. M. *Metais traço e amins bioativas em alface proveniente da Agricultura Urbana*. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

DALA-PAULA, B. M.; CUSTÓDIO, F. B.; KNUPP, E. A. N.; PALMIERI, H. E. L.; SILVA, J. B. B.; GLÓRIA, M. B. A. Cadmium, copper and lead levels in different cultivars of lettuce and soil from urban agriculture. *Environmental Pollution*, Boulder, v. 242, part A, p. 383-389, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.101>

DE OLIVEIRA, L. M.; SUCHISMITA, D.; GRESS, J.; RATHINASABAPATHI, B.; CHEN, Y.; MA, L. Q. Arsenic uptake by lettuce from As-contaminated soil remediated with *Pteris vittata* and organic amendment. *Chemosphere*, v. 176, p. 249-254, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.124>

EL-KADY, A. A.; ABDEL-WAHAB, M. A. Occurrence of trace metals in foodstuffs and their health impact. *Trends in Food Science & Technology*, v. 75, p. 36-45, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.03.001>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Hortalças*. Construção de estufas para produção de hortalças nas Regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Brasília: EMBRAPA, 2005. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/documents/1355126/9124396/Constru%C3%A7%C3%A3o+de+estufas.pdf/8bec74eb-2206-44ff-9aad-538141520c4a>>. Acesso em: 30 jan. 2018.

_____. *Manual de laboratórios: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos*. São Carlos: Embrapa, 1998.

ERCILLA-MONTSERRAT, M.; MUÑOZ, P.; MONTERO, J. I.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J. A study on air quality and heavy metals content of urban food produced in Mediterranean city (Barcelona). *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 385-395, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.183>

EUROPEAN UNION (EU). Commission Regulation (EU) No. 420/2011 of 29 April 2011 amending Regulation (EC) no 1881/2006 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs. *Official Journal of the European Union*, L 111/3, 2011.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO) OF THE UNITED NATIONS. World Health Organization (WHO). Preventing Disease Through Healthy Environments: Actions is needed on chemicals of major public health concern, 2010. Disponível em: <https://www.who.int/ipcs/features/10chemicals_en.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2019.

- FRANÇA, F. C. S. S.; ALBUQUERQUE, A. M. A.; ALMEIDA, A. C.; SILVEIRA, P. B.; A. FILHO, C.; HAZIN, C. A.; HONORATO, E. V. Heavy metals deposited in the culture of lettuce (*Lactuca sativa* L.) by the influence of vehicular traffic in Pernambuco, Brazil. *Food Chemistry*, v. 215, p. 171-176, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.foodchem.2016.07.168>
- GONÇALVES, R. G. G. (2014) *Hortas urbanas: estudo do caso de Lisboa*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrônômica) – Universidade de Lisboa, Lisboa, 2014. Disponível em: <https://www.repository.utl.pt/bitstream/10400.5/6809/1/VERS%C3%83O%20DEFINITIVA_Tese%20de%20Mestrado_Rita%20Gon%C3%A7alves.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2018.
- HEIMER, L. *Sprouts in the Sidewalk: its all about urban agriculture: potato patches (1890-1930)*. 2008. Disponível em: <<https://sidewalksprouts.wordpress.com/history/pp/>>. Acesso em: 30 jan. 2018.
- HERNANDEZ, Y. T. *Caracterização físico-química de alface crespa (Lactuca sativa L) cultivada em sistema hidropônico – NFT (Nutrient film technique) com água salobra*. Dissertação (Mestrado em Ciência de Alimentos) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.
- KHAN, A.; KHAN, S.; KHAN, M. A.; WAQAS, M. The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 18, p. 13772-13799, 2015. <http://doi.org/10.1007/s11356-015-4881-0>
- KIM, K.-S.; KIM, K.-R.; LIM, G.-H.; KIM, J.-W.; KIM, K. H. Influence of airborne dust on the metal concentrations in crop plants cultivated in a rooftop garden in Seoul. *Soil Science and Plant Nutrition*, v. 61, p. 88-97, 2015. <http://doi.org/10.1080/00380768.2015.1028873>
- KIM, M. J.; MOON, Y.; TOU, J. C.; MOU, B.; WATERLAND, N. L. Nutritional value, bioactive compounds and health benefits of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of Food Composition and Analysis*, v. 49, p. 19-34, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.jfca.2016.03.004>
- LAWSON, L. *A brief history of urban garden programs in the United States*. New Brunswick: New Brunswick University, 2009. Disponível em: <<http://agriurban.rutgers.edu/WhatisUrbanAg.html>>. Acesso em: 29 jan. 2018.
- LINDEMANN-MATTHIES, P.; BRIEGER, H. Indicators to support healthy urban gardening in urban management. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 17, p. 33-41, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.03.010>
- LOUGH, G. C.; SCHAUER, J. J.; PARK, J.-S.; SHAFER, M. M.; DEMINTER, J. T.; WEINSTEIN, J. P. Emissions of metals associated with motor vehicle roadways. *Environmental Science & Technology*, v. 39, n. 3, p. 826-836, 2005. <https://doi.org/10.1021/es048715f>
- LUCKE, S.; MAMO, E.; KOENIGSTORFER, J. Exploring the meaning of growing food in community gardens to South African township residents: A photovoice study. *Health & Place*, v. 55, p. 165-176, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.11.009>
- MAIHARA, V. A.; FAVARO, D. I. T.; BARBOSA JR., F. *Biodisponibilidade de Nutrientes*. 5. ed. São Paulo: Manole, 2012.
- MAO, C.; SONG, Y.; CHEN, L.; JI, J.; LI, J.; YUAN, X.; YANG, Z.; AYOKO, G. A.; FROST, R. L.; THEISS, F. Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. *CATENA*, v. 175, p. 339-348, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.029>
- MARGENAT, A.; MATAMOROS, V.; DÍEZ, S.; CAÑAMERAS, N.; COMAS, J.; BAYONA, J. M. Occurrence and bioaccumulation of chemical contaminants in lettuce grown in peri-urban horticulture. *Science of The Total Environment*, v. 637-638, p. 1166-1174, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.035>

- MERLINO, L. C. S.; MELO, W. J.; MACEDO, F. G.; GUEDES, A. C. T. P.; RIBEIRO, M. H.; MELO, V. P.; MELO, G. M. P. Bário, cádmio, cromo e chumbo em plantas de milho e em Latossolo após onze aplicações anuais de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 6, p. 2031-2039, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600027>
- MOREIRA, T. C. L.; CARVALHO-OLIVEIRA, R.; AMATO-LOURENÇO, L. F.; KANG, C.-M.; SALDIVA, P. H. N.; SAIKI, M. Intra-urban biomonitoring: Source apportionment using tree barks to identify air pollution sources. *Environment International*, v. 91, p. 271-275, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.005>
- RAI, P. K.; LEE, S. S.; ZHANG, M.; TSANG, Y. F.; KIM, K.-H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, v. 125, p. 365-385, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- RIBEIRO, R. V. *Desenvolvimento de Metodologias de Extração Arsênio em Grãos Alimentícios e Investigação da Contaminação por Arsênio em grãos Cultivados na Região de Paracatu/MG*. Dissertação. (Mestrado em química) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.
- RIBEIRO, S. M.; BÓGUS, C. M.; WATANABE, H. A. Agricultura urbana agroecológica na perspectiva da promoção da saúde. *Saúde e Sociedade*, v. 24, n. 2, p. 730-743, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-12902015000200026>
- RIOJAS-RODRÍGUEZ, H.; SILVA, A. S.; TEXCALAC-SANGRADOR, J. L.; MORENO-BANDA, G. L. Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: implications for climate change. *Revista Panamericana de Salud Pública*, v. 40, n. 3, p. 150-59, 2016.
- SCHRAM-BIJKERK, D.; OTTE, P.; DIRVEN, L.; BREURE, A. M. Indicators to support healthy urban gardening in urban management. *Science of the Total Environment*, v. 621, p. 863-871, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.160>
- SURUCHI, K.; KHANNA, P. Assessment of Heavy Metal Contamination in Different Vegetables Grown in and Around Urban Areas. *Research Journal of Environmental Toxicology*, Oxford, v. 5, n. 3, p. 162-179, 2011. Disponível em: <<http://docsdrive.com/pdfs/academicjournals/rjet/2011/162-179.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2018. <https://doi.org/10.3923/rjet.2011.162.179>
- UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. Nova York: United Nations, 2014.
- VOUTSA, D.; GRIMANIS, A.; SAMARA, C. Trace elements in vegetables grown in an industrial area in relation to soil and air particulate matter. *Environmental Pollution*, v. 94, n. 3, p. 325-335, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(96\)00088-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(96)00088-7)
- ZHENG, S.; WU, Z.; CHEN, C.; LIANG, J.; HUANG, H.; ZHENG, X. Evaluation of leafy vegetables as bioindicators of gaseous mercury pollution in sewage-irrigated areas. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 1, p. 413-421, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0438-8>



A AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA E OS CENÁRIOS SOCIOECONÔMICOS DE MUNICÍPIOS IMPACTADOS PELAS USINAS HIDRELÉTRICAS PEIXE ANGICAL E SÃO SALVADOR NO RIO TOCANTINS

INTEGRATIVE ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND THE SOCIOECONOMICS SCENARIOS OF MUNICIPALITIES IMPACTED BY THE HYDROELECTRIC POWER PLANTS PEIXE ANGICAL AND SAO SALVADOR IN TOCANTINS RIVER, BRAZIL

Kiara Lubick

Silva Maldaner 

Doutoranda em Ciências do Ambiente, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins – Palmas (TO), Brasil.

Adila Maria

Taveira de Lima 

Doutoranda em Ciências do Ambiente, Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins – Palmas (TO), Brasil.

Alberto Akama 

Pesquisador no Museu Paraense Emílio Goeldi. Professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins – Palmas (TO), Brasil.

Elineide Eugênio

Marques 

Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos. Professora do Programa de Pós-Graduação em Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins – Palmas (TO), Brasil.

Endereço para correspondência:

Adila Maria Taveira de Lima –
Quadra 605 sul, alameda 16 QI 21
casa 20 – Plano Diretor Sul –
CEP: 77016-456 – Palmas (TO), Brasil –
E-mail: adm.adila@gmail.com

Recebido em: 12/06/2019

Aceito em: 03/10/2019

RESUMO

Este estudo comparativo buscou analisar se as previsões da Avaliação Ambiental Integrada (AAI) dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins foram concretizadas a médio prazo, no período compreendido entre 2006 e 2015. Foram considerados os cenários de potencialidades no que se refere à socioeconomia dos municípios de Palmeirópolis, Paranã, Peixe e São Salvador do Tocantins, no estado do Tocantins, Brasil, impactados diretamente pelas usinas hidrelétricas (UHEs) Peixe Angical e São Salvador. Como metodologia, foi utilizada a análise de conteúdo da AAI e a análise dos dados socioeconômicos dos municípios investigados. Os resultados apontam que os cenários socioeconômicos previstos foram parcialmente alcançados, especialmente com o aumento da receita municipal. Porém, outros indicadores socioeconômicos revelaram índice de desenvolvimento econômico e social nos municípios não correspondente às previsões contempladas no estudo de planejamento da bacia.

Palavras-chave: desenvolvimento; municípios tocantinenses; indicadores; impactos.

ABSTRACT

This comparative study tried to analyze whether the predictions of the Integrated Environmental Assessment (IEA) of the Tocantins River Basin Hydroelectric Plants were realized in the medium term, from 2006 to 2015. Were considered the potential scenarios regarding the socioeconomics of the municipalities of Palmeirópolis, Paranã, Peixe and São Salvador do Tocantins, Tocantins State, Brazil, directly impacted by the Peixe Angical and São Salvador Hydroelectric Power Plants (HPP). As methodology was used the content analysis of IEA and analysis of socioeconomic data of the municipalities investigated. The results indicate that the predicted socioeconomic scenarios were partially achieved, especially with the increase in municipal revenue. However, other socioeconomic indicators revealed an index of economic and social development in the municipalities not corresponding to the forecasts contemplated in the basin planning study.

Keywords: Development; Tocantins municipalities; indicators; impacts

INTRODUÇÃO

Ao longo da história, os grandes projetos de desenvolvimento têm moldado a estratégia política para o progresso socioeconômico do Brasil, constituindo-se em mecanismos destinados ao aprimoramento da infraestrutura básica, à geração de empregos e à sustentação da economia. Esses projetos materializam-se em diferentes obras planejadas, a exemplo da construção de usinas hidrelétricas (UHEs) para potencializar a produção de energia, a exploração de minérios com vistas à competitividade e à exportação e a ampliação dos eixos de transporte, além da intensificação agrícola. Esses projetos são, ainda, propagados como uma forma de promover o desenvolvimento local, a melhoria da qualidade de vida, a redução da pobreza e das desigualdades sociais.

Vistos sob essa perspectiva, os grandes projetos desenvolvimentistas se mostram como soluções para décadas de subdesenvolvimento. Entretanto, um olhar mais crítico às suas entrelinhas revela interesses governamentais e de grupos empresariais na contramão de um modelo de desenvolvimento sustentável e inclusivo que, de fato, atenda às expectativas de justiça social e ambiental (LITTLE, 2014). Especialmente no que diz respeito à construção de hidrelétricas, os interesses de empreiteiras apoiam a manutenção do modelo de grandes barragens no Brasil, sob a justificativa da ideia de energia limpa (FAINGUELERNT, 2016).

A influência do mercado é observada desde a elaboração das análises técnicas, que servem de base para a aprovação e a implementação dos empreendimentos, até a fase de execução e operação do projeto. A tendência dos estudos de impacto socioambiental é de exaltar aspectos positivos da obra em termos de desenvolvimento local e regional, ao passo que as intervenções negativas são minimizadas, às vezes justificadas ou, em alguns casos, desconsideradas em prol de uma causa de interesse nacional e, portanto, necessária, mesmo causando impactos irremediáveis.

Essa situação é particularmente frequente no processo de construção de UHEs, cuja etapa de planejamento envolve, como uma de suas fases principais, a produção da Avaliação Ambiental Integrada (AAI) das principais bacias hidrográficas brasileiras (EPE, 2007). Esse trabalho compreende a identificação dos impactos a partir do conjunto de ações que interagem na bacia, tipificando os efeitos sinérgicos e cumulativos dos empreendi-

mentos na fase de produção do documento e dos previstos para o futuro (TUCCI; MENDES, 2006; EPE, 2007).

Nesse documento, são ordenados e classificados os impactos positivos e os negativos. No entanto, por mais preocupantes que se revelem esses últimos em termos de fragilidades e prejuízos ao ambiente, aos ecossistemas e às populações humanas, a perspectiva da AAI é de estudo e planejamento da bacia para a implantação de hidrelétricas, propagando as potencialidades das usinas para a indução do desenvolvimento socioeconômico das localidades e regiões onde são implantadas, minimizando os impactos negativos.

Cenários otimistas são simulados a curto, médio e longo prazos, projetando o número de postos de trabalho a serem criados, a dinamização da economia e as obras que serão realizadas para a melhoria da infraestrutura dos municípios, entre outros benefícios que resultam em bem-estar econômico e social, principalmente da localidade onde a obra está inserida. Expectativas essas que nem sempre se traduzem em realidade, já que, ao contrário das previsões otimistas, a construção de hidrelétricas pode deixar um rastro de impactos negativos, causando desestruturação de atividades preexistentes, crescimento populacional desordenado e degradação ambiental (BORTOLETO, 2001).

Para fins desta pesquisa, buscou-se analisar a AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins, localizada entre as regiões Centro-Oeste e Norte do Brasil e que nas últimas décadas foi intensamente explorada sob a justificativa de contribuir com o fornecimento de energia elétrica para a industrialização do país e com o desenvolvimento de áreas ainda carentes de intervenção pública. Com foco em um compartimento específico da bacia, o objetivo da pesquisa foi analisar se os cenários de potencialidades a médio prazo, compreendendo o período de 2006 a 2015, previstos na AAI, foram concretizados no que se refere à socioeconomia dos municípios de Palmeirópolis, Paranã, Peixe e São Salvador do Tocantins, no estado do Tocantins, impactados diretamente pelas UHEs de Peixe Angical e São Salvador, localizadas na sub-bacia 21 da AAI da Bacia do Rio Tocantins.

Ressalta-se que na época da produção dos estudos técnicos e da aprovação para a implantação dos em-

preendimentos, essas obras foram propagadas como soluções para reverter o atraso econômico e social que se perpetuava na região do antigo norte goiano, desmembrado, em 1988, para a criação do estado do Tocantins (BRASIL, 2008a). O trabalho, assim, tem sua relevância por analisar qual a real contribuição

das UHEs sobre o desenvolvimento socioeconômico local a partir da identificação e da avaliação dos prognósticos previstos na AAI. Acrescenta-se ainda a contribuição para os estudos de impacto ambiental dos empreendimentos hidrelétricos no panorama brasileiro.

APORTE TEÓRICO

O discurso constante nos estudos de viabilidade técnica das UHEs defende a ideia desses empreendimentos como promovedores de desenvolvimento econômico e social dos municípios e das regiões de suas sedes, visto à grandeza dos projetos, capazes de movimentar uma grande soma de recursos financeiros. Esses projetos são apresentados à sociedade como estratégia para otimização da economia com contribuição para a redução das desigualdades inter-regionais (BORTOLETO, 2001). Os empreendimentos hidrelétricos integram o grupo dos chamados Projetos de Grande Escala (PGE), que se caracterizam, como ressalta Rocha (2016), pelo gigantismo que, além da dimensão física, implica em enorme demanda de capital e trabalho. “O gigantismo supõe que os PGE promovam naturalmente o desenvolvimento dos locais onde venham a se inserir, especialmente na fase em que os trabalhos de instalação são mais agudos” (ROCHA, 2016, p. 16).

No entanto, Castro, Hogenboom e Baud (2015) destacam que esse processo afeta grande número de grupos sociais em todos os países latino-americanos, principalmente nas áreas rurais. Além disso, há inúmeras tensões socioambientais que agravam os problemas econômicos e a injustiça social de longa data.

Bortoleto (2001) considera que o desenvolvimento advindo dos PGEs se restringe à escala nacional, não favorecendo a região onde o empreendimento é instalado. Para Vainer e Araújo (1992, p. 34), “o sempre anunciado ‘progresso’ para a região e a modernidade estampada em processos coloridos raramente ultrapassam os limites do próprio empreendimento — e das vilas para engenheiros e técnicos de nível superior”, recriando os tradicionais enclaves coloniais. O saldo em termos de expansão da economia acaba por ser altamente negativo para as comunidades locais.

Essa situação é recorrente na implantação dos projetos hidrelétricos visto a amplitude de impactos socioambientais e seus efeitos sobre as condições de sobrevi-

vência das populações afetadas, uma vez que estas perdem seus recursos vitais de sobrevivência (FEARNSIDE, 2015; AMNESTY INTERNATIONAL, 2016).

Além disso, o desenvolvimento local prometido por meio da oferta de emprego propagada durante a implementação desses empreendimentos não passaria de ilusão, já que, ao contrário do discurso proclamado por governo e empresários, o que se origina, na verdade, é uma concentração de desempregados. Isso porque as oportunidades de trabalho geradas no período de implantação das usinas geralmente são inferiores ao número de pessoas que se aglomeram em busca de trabalho, em razão do afluxo migratório (VAINER; ARAÚJO, 1992). “No momento em que se concluem as obras e se desmobiliza a maior parte do contingente de mão de obra — particularmente, a não qualificada — a região se transforma num grande bolsão de desemprego” (VAINER; ARAÚJO, 1992, p. 36).

Ressalta-se ainda que os municípios impactados por hidrelétricas, mesmo com o aumento de suas receitas, não são capazes de suprir as demandas, cada vez mais crescentes, de saneamento básico, habitação, educação, atendimento em saúde e outros serviços essenciais. Soma-se a esses problemas a falta de garantias de que o dinheiro derivado de pagamentos de salários aos trabalhadores irá circular no âmbito local, impulsionando a economia dos municípios e das regiões. Gomes *et al.* (2017) explicam que os recursos financeiros “ficam dispersos em uma grande área geográfica ao redor do empreendimento, sendo menos concentrados localmente do que normalmente se estima” (GOMES *et al.*, 2017, p. 154). As migrações dos operários entre um empreendimento e outro também contribuiriam para afastar o dinheiro da localidade.

Saifi e Dagnino (2011, p. 2) apontam que “os grandes projetos de investimentos econômicos não devem e nem podem ser confundidos com um projeto de desenvolvimento, seja ele local, regional e/ou nacional”,

uma vez que o desenvolvimento precisa estar integrado, além da expansão da base material, à redução da pobreza, do desemprego e da desigualdade. “Se a situação é inversa, se estes problemas se agravaram, independentemente do que se tenha produzido — por exemplo, um incremento no [produto interno bruto] PIB *per capita* — seria um equívoco falar em desenvolvimento” (SAIFI; DAGNINO, 2011, p. 2).

No caso específico das UHEs, Benincá (2011) ressalta que os efeitos das barragens sobre a vida das pessoas quase nunca são devidamente mensurados e reparados. É comum observar que aquelas que foram reassentadas raramente tiveram seus meios de subsistência restaurados, tendo em vista que os programas de deslocamento e reassentamento das pessoas em geral priorizam a mudança física, ignorando a recuperação econômica e social dos deslocados. Além disso, os prejuízos ambientais são irreversíveis, com casos de mortandade de peixes, extinção de espécies, migração de animais silvestres, entre vários outros problemas. Esses fatores tornam-se praticamente impossíveis de quantificar e qualificar diante da totalidade dos impactos que incidem sobre as pessoas e o conjunto da biodiversidade.

A Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Tocantins

A partir do ano de 2003, o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) ampliou a lista de estudos técnicos exigidos para o licenciamento ambiental de UHEs. Atendendo à Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 01/86 (BRASIL, 1986), além do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) específico, e com profundidade limitada, de empreendimentos individualizados, passou-se a adotar também a AAI da bacia hidrográfica. Esse instrumento de avaliação diferencia-se do EIA por seu escopo mais amplo, que permite a identificação dos efeitos sinérgicos, cumulativos e integrados de toda a bacia considerando os empreendimentos atuais e previstos a médio e longo prazos (TUCCI; MENDES, 2006; EPE, 2007). Isso torna possível a análise antecipada e integrada das políticas, dos planos e dos programas que interferem no ambiente de uma determinada bacia hidrográfica.

A AAI é entendida como “a identificação dos impactos a partir do conjunto de ações que interagem na bacia e se refletem no seu próprio espaço” (TUCCI; MENDES, 2006,

Rocha e Pase (2015), por sua vez, acrescentam que a instalação de uma UHE promove a reconfiguração geográfica e social local com duas lógicas distintas e conflitantes de apropriação. A primeira é a dos atingidos, dos agricultores familiares, que lutam pela permanência de seus espaços de origem. A segunda é baseada na visão desenvolvimentista, porém sem a intenção de melhorar as conjunturas locais.

Little (2014) acrescenta que os estudos de viabilidade técnica dos projetos hidrelétricos privilegiam os aspectos econômicos em detrimento aos impactos sociais e ambientais. Os efeitos resultantes, principalmente no final da fase de construção e início da operação dos empreendimentos, seriam, assim, de acordo com Gomes *et al.* (2017, p. 154), potencialmente “desestabilizadores nos cenários do desenvolvimento municipal”. Diante disso, é comum observar que, após a obra construída, constantemente sobram, para os municípios, problemas sociais, ambientais e econômicos, reclamações e processos judiciais e, ainda, medidas mitigadoras não concluídas. A oscilação econômica ocasionada pelo empreendimento ocorre em curto espaço de tempo. Esse fator pode comprometer também a governança do município.

p. 239). Seu caráter interdisciplinar permite avaliar os impactos a partir de três dimensões — meio socioeconômico, ambiente terrestre e ambiente aquático —, visando compatibilizar a produção de energia elétrica com a conservação da biodiversidade, com a manutenção da sobrevivência das populações humanas locais e com a tendência de desenvolvimento socioeconômico da região da bacia (TUCCI; MENDES, 2006).

Ainda que se proponha ao planejamento da bacia, a AAI deixa margem para críticas pela forma como é produzida. Piagentini e Favareto (2014) destacam o desconhecimento e a controvérsia que ainda pairam sobre as dimensões, em termos de extensão de alcance, de alguns dos impactos provocados por grandes projetos hidrelétricos, o que dificulta a avaliação dos efeitos dos impactos. Essa dificuldade em avaliar os impactos é observada em alguns pontos da AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins.

É o que se percebe no aspecto dimensão social, no qual se analisou apenas o Índice de Desenvolvimento

Humano Municipal (IDH-M), contemplando somente os componentes educação, saúde e renda (EPE, 2007), deixando de confrontar os dados com outras metodologias que promovem uma análise mais ampla dos indicativos das necessidades básicas humanas e da qualidade de vida da população.

Em outro ponto controverso, mesmo identificando tanto as potencialidades quanto as fragilidades em termos de socioeconomia, a postura do trabalho é de enaltecer os impactos positivos advindos da implantação de uma UHE e sua capacidade de “acentuar o fortalecimento econômico e o dinamismo demográfico nas regiões sob suas influências” (EPE, 2007, p. 92), com reflexos, conforme o documento, na melhoria das condições de vida da população e na promoção de inclusão social. Tais vantagens são intensamente propagadas, especialmente no que se refere à criação de postos de trabalho, sobre a qual a AAI destaca:

Em termos dos impactos positivos, é bastante significativa a geração de empregos diretos (durante a obra) e indiretos e de efeito renda (resultantes da animação econômica gerada pela implantação das usinas), em decorrência do porte considerável das usinas e de seu potencial de geração (EPE, 2007, p. 193).

No entanto, essas previsões podem não se concretizar ao longo do tempo, sobretudo no período do pós-barragem.

Com a adoção da AAI, e de modo a atender o crescimento da demanda energética no país, esses estudos integrados foram mais incentivados pelos órgãos governamentais. Westin, Santos e Martins (2014) ressaltam que 14 AAI foram elaboradas para as bacias hidrográficas brasileiras, contemplando especialmente a região amazônica, que a partir do ano 2000 teve seu potencial energético mais intensificado, promovendo conflitos ambientais e sociais. Entre os estudos, está a AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins, elaborada pela Empresa de Pesquisa

Energética (EPE) a partir de 2004 e publicada em 2007. O documento foi produzido em quatro etapas: caracterização da bacia; avaliação ambiental distribuída e conflitos; avaliação ambiental integrada e diretrizes; e relatório final. O conjunto dessas etapas trouxe como resultados: aspectos ambientais principais; caracterização das variáveis e indicadores para avaliação integrada dos impactos; análise integrada de impactos nas cenas atual, de médio prazo e longo prazo; síntese integrada da avaliação dessas transformações no contexto dos processos maiores de evolução da bacia, dando suporte às principais conclusões; e, finalmente, as diretrizes e as recomendações. O estudo identificou potencialidades para o desenvolvimento da região nos cenários a curto (2006), médio (2015) e longo prazos (2025), atribuindo as seguintes classificações: alta, moderadamente alta, média, moderadamente baixa e baixa (EPE, 2007).

Esse tipo de trabalho técnico aplicado às principais bacias hidrográficas brasileiras é entendido pelo governo como um importante instrumento de planejamento do setor elétrico, inovando ao passar de seus estudos de mercado abrangentes para um enfoque espacializado. No caso da bacia hidrográfica do rio Tocantins, a AAI torna-se mais relevante dada a sua extensão, à complexidade de sua ambiência, ao volume de recursos hídricos e ao papel que pode cumprir no suprimento de energia elétrica no contexto do planejamento energético brasileiro (EPE, 2007).

Ademais, o rio Tocantins já possui sete UHEs em operação, com planejamento para instalação de mais três, sem contar as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) distribuídas ao longo da bacia hidrográfica. Os cenários a curto, médio e longo prazos previstos na AAI são parâmetros para avaliações do que foi planejado e implementado e suas implicações sobre o desenvolvimento dos municípios impactados pelos empreendimentos.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Este estudo comparativo analisou os cenários de potencialidades da AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins previstos para o compartimento 2, sub-bacia 21, a médio prazo (2006 até 2015), comparando-os com os dados socioeconômicos das localidades investigadas. O recorte da área abrange os municípios do território do estado do Tocantins: Pal-

meirópolis, Paranã, Peixe e São Salvador do Tocantins, impactados pelas UHEs Peixe Angical e São Salvador.

A metodologia utilizada foi a análise de conteúdo da AAI e a análise dos dados socioeconômicos dos quatro municípios diretamente impactados pelos empreendimentos. A análise de conteúdo é definida como um

“conjunto de técnicas de análises de comunicação” (BARDIN, 2011, p. 37) que pode ser aplicado a discursos diversificados. Duas funções distintas são atribuídas a esse método: a primeira é a função heurística, que enriquece a tentativa exploratória, aumentando a propensão para a descoberta. Seria a análise “para ver o que dá” (BARDIN, 2011, p. 335). Já a segunda é a função de “administração da prova”, na qual hipóteses sob a forma de questões ou afirmações servem de diretrizes para a análise, a fim de confirmar uma informação. As duas funções interagem, reforçando uma à outra (BARDIN, 2011). Esse método permitiu identificar as potencialidades da AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins para a região foco do estudo. A AAI foi produzida pela EPE em 2007, estando disponível para acesso público no portal da instituição.

Caracterização da área da pesquisa

A extensão territorial de Palmeirópolis é de 1.703.936 km². O município de Paranã possui área territorial de 1.120,216 km², enquanto São Salvador do Tocantins tem 1.422,033 km² e Peixe, 5.291,206 km². Localizados na Região Sudeste do estado do Tocantins, no Brasil, os municípios contam com infraestrutura básica, com água encanada, pavimentação das principais ruas e avenidas, hospitais municipais para atendimentos de baixa complexidade e unidades básicas de saúde (GOVERNO DO TOCANTINS, 2012). A estrutura educacional é composta de creches municipais e escolas municipais e estaduais. O ensino superior depende de instituições de municípios-polos do sudeste tocantinense, a exemplo das cidades de Arraias e Gurupi, que são os principais centros urbanos da região.

Esses quatro municípios foram impactados pela implantação de UHEs construídas ao longo do curso

Para comparar as previsões da AAI com a realidade dos municípios, foram analisados os dados socioeconômicos das localidades como forma de averiguar as condições de desenvolvimento entre os anos de 2005 e 2015. Foram analisadas as seguintes informações: população, saldo de empregos, empresas criadas, PIB, Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), taxa de analfabetismo, renda e mortalidade infantil.

Os dados foram informados pelas instituições: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), Secretaria da Fazenda e Planejamento do Estado do Tocantins (SEPLAN), Ministério do Trabalho e Emprego (MTE) e Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae).

do rio Tocantins. A UHE Peixe Angical começou a ser construída em 2002 e teve suas operações iniciadas em 2006, com capacidade de geração de 452 MW de energia elétrica. Está localizada entre os municípios de Peixe, São Salvador do Tocantins e Paranã, impactando diretamente esses três municípios (Figura 1). A implementação dessa hidrelétrica formou um reservatório de 294 km². A UHE São Salvador tem capacidade instalada de 243 MW, e fica localizada entre os municípios de São Salvador do Tocantins e Paranã (BRASIL, 2015). Essa usina teve a construção iniciada em 2005 e começou a operar em 2008, com área de 104 km² de reservatório, impactando diretamente, no estado do Tocantins, os municípios de Paranã, São Salvador do Tocantins e Palmeirópolis (Figura 1). Os municípios de Paranã e São Salvador do Tocantins sofreram implicações das duas UHEs.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

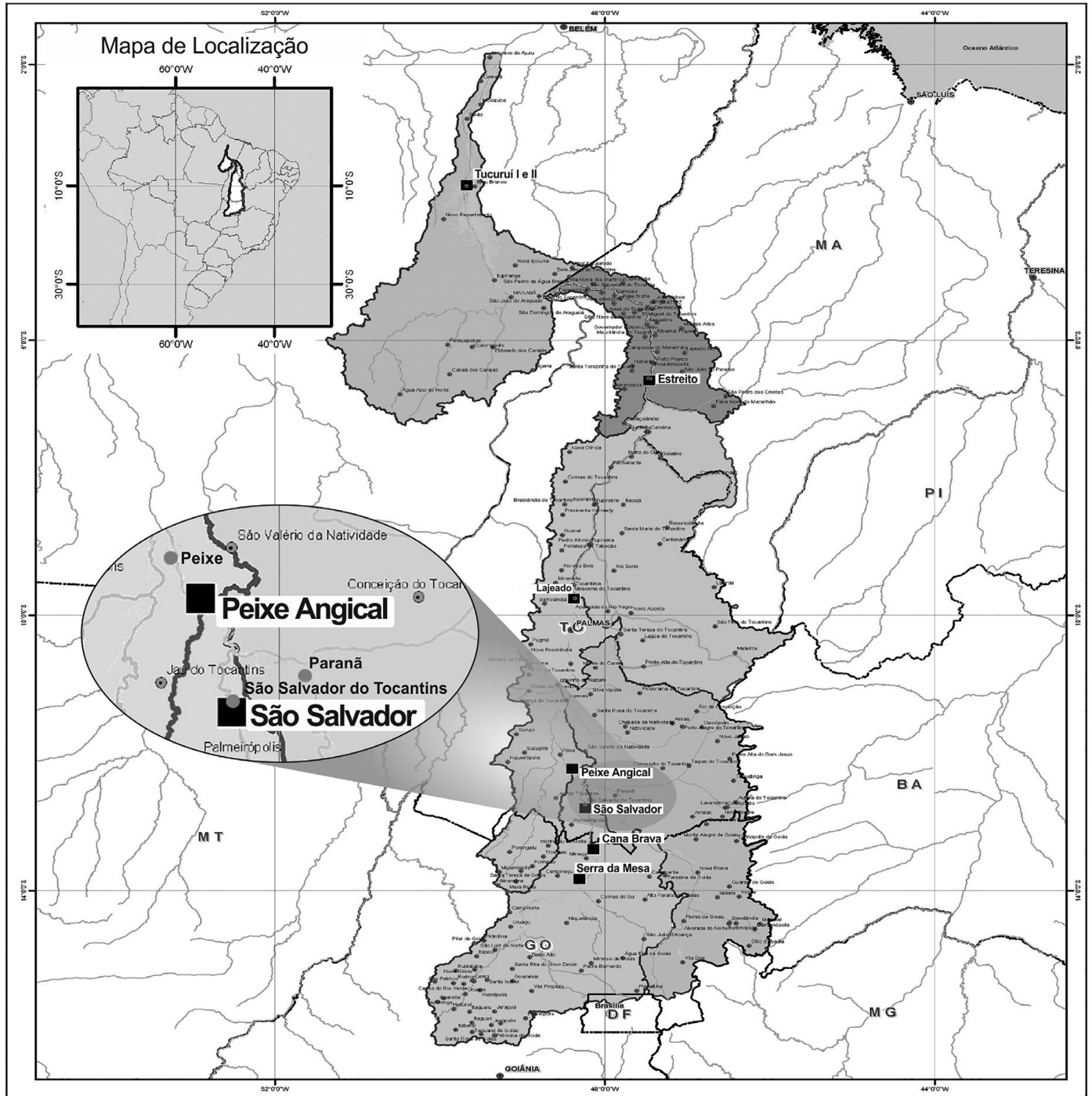
A AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins classifica como potencialidade a capacidade de transformação dos recursos socioeconômicos da bacia em novos capitais físicos, produtivos e humanos resultantes dos aproveitamentos hidrelétricos, em cenários a curto (2006), médio (2015) e longo prazos (2025). O capítulo específico da socioeconomia identifica subáreas fundamentais, pautadas nos Indicadores Municipais de Sustentabilidade, que refletem o desem-

penho econômico, o comportamento populacional e as condições de vida da população, agrupados em três dimensões: econômica, demográfica e social (EPE, 2007).

A área de localização dos municípios investigados (subárea 2) é caracterizada no documento pela “predominância de municípios de baixa sustentabilidade econômica, com padrão produtivo precário, evolução demográfica declinante combinada às piores condi-

ções de vida da população, baixa pressão antrópica e qualidade institucional fraca” (EPE, 2007, p. 151). A AAI, entretanto, preconiza que a implementação de hidrelétricas contribuirá para reverter essas deficiências locais, visto a identificação de potencialidades que

serão geradas, entre as quais a geração de emprego, a dinamização da economia por meio de oferta de produtos e serviços, além da possibilidade de maior aporte de recursos financeiros aos municípios em virtude do aumento da arrecadação de impostos. Partindo dessa



Fonte: adaptado de EPE (2007).

Figura 1 – Mapa com a localização das usinas hidrelétricas Peixe Angical e São Salvador e municípios pesquisados.

perspectiva, a AAI do Rio Tocantins traçou previsões socioeconômicas para os municípios das áreas de abrangências da UHE Peixe Angical e da UHE São Salvador. Os Quadros 1 e 2 apresentam os cenários previstos a curto (até 2006) e médio prazos (até 2015) estudados neste trabalho.

Observa-se, a partir da análise dos cenários, uma previsão bastante otimista de que as UHEs venham a contribuir com os municípios. A AAI destaca a “magnitude moderadamente alta” (EPE, 2007, p. 198) referente à criação de postos de trabalho decorrente da animação econômica e do aumento da arrecadação municipal associado às UHEs (EPE, 2007). O valor adicionado foi elaborado apoiado na hipótese de que deveria haver o impulsionamento de atividades produtivas ao longo da bacia, tais como o plantio de soja e açúcar, a minera-

ção, bem como o próprio serviço de geração de energia hidrelétrica que reflete o aumento do valor adicionado, “quer seja pela própria geração, quer seja pelas possibilidades de desenvolvimento de outras atividades intensivas em energia elétrica” (EPE, 2007, p. 184).

Passados dez anos da elaboração da AAI, os dados socioeconômicos, no entanto, revelam realidades conflitantes com as previsões socioeconômicas para as localidades investigadas. Em termos de população, observaram-se variações entre os municípios, conforme apresenta a Tabela 1.

Paraná demonstra um movimento de aumento populacional, principalmente nos períodos de 2007 a 2009, chegando em 2009 com um acréscimo de 815 habitantes em relação a 2006. Esse período coincide com

Quadro 1 – Classificação final dos impactos positivos: cenário 2006.

Impacto positivo	Classificação do impacto	Classificação da potencialidade	Classificação final do impacto
Criação de oportunidade de trabalho derivada da animação econômica	Moderadamente alto	Alto	Moderadamente alto
Criação de oportunidade de trabalho durante a construção das UHEs	Baixo	Alto	Médio
Aumento da arrecadação municipal	Médio	Alto	Moderadamente alto
Expansão do valor adicionado	Sem informação	Alto	Sem informação

UHEs: usinas hidrelétricas.

Fonte: adaptado de EPE (2007).

Quadro 2 – Classificação final dos impactos positivos: cenário 2015.

Impacto positivo	Classificação do impacto	Classificação da potencialidade	Classificação final do impacto
Criação de oportunidade de trabalho derivada da animação econômica	Moderadamente alto	Alto	Moderadamente alto
Criação de oportunidade de trabalho durante a construção das UHEs	Baixo	Alto	Médio
Aumento da arrecadação municipal	Médio	Alto	Moderadamente alto
Expansão do valor adicionado	Moderadamente alto	Alto	Moderadamente alto

UHEs: usinas hidrelétricas.

Fonte: adaptado de EPE (2007).

a época da construção da UHE São Salvador. O mesmo fenômeno ocorreu em São Salvador do Tocantins, que passou de 2.843 moradores em 2006 para 3.136 em 2009; e em Palmeirópolis, que apresentava 5.407 habitantes em 2006 e passou a 8.492, em 2009. Nesses municípios, viu-se declínio populacional nos três anos subsequentes. Já no município de Peixe, houve aumento populacional gradativo de 2006 a 2015.

A Tabela 2 mostra os dados relativos ao saldo de emprego nesses municípios. Essa informação representa o número de vagas ofertadas excluindo as demissões ocorridas no período, ou seja, contratação menos demissão.

Os números indicam saldo de emprego declinante, não correspondendo às previsões de médio prazo da AAI. O efeito positivo de geração de empregos foi apenas a curto prazo, com quantidade limitada de vagas, e especificamente durante as obras, ocasionando um déficit impactante nos municípios-sede dos empreendimentos. Sob efeito do término da implantação da UHE Peixe Angical, Peixe apresentou saldo negativo de

1.447 empregos em 2006. Fato semelhante ocorreu em 2008 com o término da UHE São Salvador no município da obra, São Salvador do Tocantins. No cenário de 2015, o saldo de empregos dos municípios correspondeu a apenas 15 empregos em Palmeirópolis, um em Paranã, 40 em Peixe e um em São Salvador do Tocantins.

Comparando o cenário previsto na AAI, a curto e médio prazos (Quadros 1 e 2), com o saldo de empregos (Tabela 2), observa-se que o que foi classificado como moderadamente alto em termos de criação de oportunidades de trabalho derivada da animação econômica, não correspondeu com o saldo de empregos depois da entrada em operação dos empreendimentos.

Em caráter complementar, analisou-se também a criação de empresas abertas nesses municípios a partir da implementação e da operação das UHEs, buscando ampliar a possibilidade de investigação no que diz respeito à criação de oportunidade de trabalho derivada da animação econômica. A Tabela 3 apresenta o número de microempresas e microempreendedores individuais registrados no período.

Tabela 1 – População dos municípios no período de 2006 a 2015.

Município	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Palmeirópolis	5.504	8.120	8.366	8.492	7.342	7.360	7.380	7.600	7.623	7.645
Paraná	10.009	10.491	10.794	10.824	10.335	10.333	10.327	10.585	10.579	10.573
Peixe	8.677	8.750	9.002	9.018	10.389	10.509	10.629	11.075	11.209	11.340
São Salvador do Tocantins	2.843	3.012	3.102	3.136	2.910	2.924	2.936	3.030	3.044	3.058

Fonte: Governo do Tocantins (2019).

Tabela 2 – Saldo de empregos dos municípios no período de 2006 a 2015.

Município	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Palmeirópolis	817	955	28	34	33	-2	34	-2	0	15
Paraná	-4	0	-6	5	17	15	43	66	38	1
Peixe	-1.447	2	-84	68	-66	21	68	36	-3	40
São Salvador do Tocantins	522	-6	-1.501	-421	-121	-18	-3	11	0	1

Fonte: Governo do Tocantins (2019).

Verifica-se acréscimo dos registros de empresas. Entretanto, é necessário destacar que a Lei Geral da Micro e Pequena Empresa — Lei Complementar nº 123/2006 — e sua subsequente complementação — Lei Complementar nº 128/2008 (BRASIL, 2006; 2008b) —, com o apoio do Sebrae, fizeram um trabalho de regularização dos microempreendedores nos municípios. Dessa forma, aqueles prestadores de serviços que viviam na informalidade passaram a ser registrados como empreendedores individuais. Isso explica novos registros de negócios formais nas localidades. Não necessariamente se podem atribuir tais resultados à chegada das UHEs. Sabe-se ainda que vários empreendedores, mesmo quando finalizam suas atividades, não encerram imediatamente o registro da empresa nos órgãos oficiais.

Diante disso, o número de empresas abertas não necessariamente condiz com a criação de postos de trabalho, uma vez que, tratando-se de microempreendedor, cada empresa pode ter apenas um funcionário (o proprietário). Essa situação pode ser analisada a partir da Tabela 2, que demonstra claramente o saldo de empregos declinante, não confirmando a previsão da AAI, que classificou como moderadamente alta a oportunidade de trabalho.

Para análise do disposto na AAI relacionado ao aumento da arrecadação municipal, verificaram-se o ICMS e o comportamento desse indicador econômico. A Tabela 4 mostra a arrecadação dos quatro municípios durante o período.

Tabela 3 – Empresas criadas nos municípios no período de 2007* a 2015.

Município	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Palmeirópolis	113	125	139	208	239	287	309	352	373
Paraná	62	71	77	120	151	201	235	276	284
Peixe	66	76	80	145	187	228	291	345	383
São Salvador do Tocantins	25	28	30	59	79	97	97	106	106

*O Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae) não realizava o levantamento por município até o ano de 2006; por isso, nessa tabela, excluimos o ano de 2006 e analisou-se a partir de 2007.

Fonte: Sebrae (2019).

Tabela 4 – Imposto sobre Circulação de Mercadoria e Serviços dos municípios no período de 2006 a 2015 (em reais).

Ano	Palmeirópolis	Paraná	Peixe	São Salvador
2006	859.567,43	558.034,77	1.679.029,22	267.656,69
2007	906.841,33	650.636,44	1.832.768,99	351.171,85
2008	963.457,81	704.804,57	4.604.635,74	448.042,50
2009	894.819,44	827.518,31	11.167.883,84	497.667,46
2010	1.070.984,98	1.055.788,90	15.363.955,53	628.832,88
2011	1.319.598,16	3.643.573,00	14.970.035,06	594.881,49
2012	1.386.540,95	7.223.335,54	16.547.367,16	596.737,52
2013	1.592.298,39	9.112.195,22	17.573.763,06	699.064,21
2014	1.807.288,42	10.103.740,00	18.079.440,80	823.645,69
2015	2.140.156,16	10.342.906,67	18.375.682,17	962.184,61

Fonte: Governo do Tocantins (2019).

Constata-se que a arrecadação foi crescente durante os anos subsequentes à construção das usinas, confirmando as previsões da AAI de aumento da arrecadação tanto a curto como a médio prazo. Sobretudo, os municípios-sedes dos empreendimentos tiveram um salto maior, pois recebem pela geração de energia.

Em relação ao PIB, a Tabela 5 demonstra a atividade econômica da região, ou seja, a produção de bens e serviços finais.

Analisando a Tabela 5, observa-se aumento gradativo do PIB nos municípios de Palmeirópolis, Paranã e Peixe. No entanto, não se pode atribuir esse resultado apenas à implantação das hidrelétricas, uma vez que outros fatores econômicos podem ter impulsionado

esse indicador, a exemplo da construção de rodovias, contemplando o projeto de ampliação da malha viária no Tocantins e da agropecuária em expansão no estado (GOVERNO DO TOCANTINS, 2012). Já em São Salvador do Tocantins ocorreu o processo oposto. O PIB teve significativo aumento no ano de 2007, em plena construção da UHE São Salvador, em relação a 2006, mas a partir de 2008 sofreu queda brusca, chegando em 2015 com menos de 50% da posição inicial em 2006.

De forma a contribuir com a avaliação de impactos socioeconômicos, buscou-se analisar também dados socioeconômicos que possibilitam uma visão panorâmica do município antes e depois no processo pós-barragem. A Tabela 6 apresenta o IDH dos municípios nos anos 2000 (antes das UHEs) e 2010 (após as UHEs).

Tabela 5 – Produto interno bruto dos municípios no período de 2006 a 2015 (em reais).

Ano	Palmeirópolis	Paraná	Peixe	São Salvador
2006	31.532	34.316	120.957	68.129
2007	43.291	41.222	308.586	108.549
2008	54.982	49.489	362.103	45.322
2009	58.499	88.611	349.530	31.726
2010	60.013	199.268	421.892	31.646
2011	66.062	199.032	445.361	20.839
2012	72.530	301.799	506.273	22.803
2013	85.374	255.093	511.246	25.810
2014	92.595	172.785	389.475	26.710
2015	104.183	195.055	545.343	28.872

Fonte: Governo do Tocantins (2019).

Tabela 6 – Índice de Desenvolvimento Humano dos anos 2000 e 2010.

Municípios	2000	2010
Palmeirópolis	0,545	0,673
Paraná	0,334	0,595
Peixe	0,482	0,674
São Salvador do Tocantins	0,419	0,605

Fonte: IBGE (2019).

Conforme os dados, os municípios obtiveram relativa evolução, comparando-se o início ao final da década. Peixe e São Salvador do Tocantins ultrapassaram o patamar de muito baixo desenvolvimento para se enquadrarem na condição de médio desenvolvimento humano, enquanto Paranã avançou de muito baixo para baixo desenvolvimento, de acordo com a classificação do IDH. Todavia, a melhoria desse indicador foi uma tendência em função da criação do estado do Tocantins em 1988, que impulsionou a presença do Estado, com bens e serviços nos municípios do antigo norte goiano. De modo geral, todos os municípios tocantinenses tiveram aumento de indicadores sociais no período que corresponde de 1991 a 2010. A progressão do IDH-M no Tocantins foi de: 1991 = 0,369; 2000 = 0,525; e 2010 = 0,699, uma evolução de muito baixo para médio desenvolvimento humano (GOVERNO DO TOCANTINS, 2017).

Esse efeito também se reflete na renda *per capita* dos municípios pesquisados, que teve melhoria de 2000 para 2010, como mostra a Tabela 7.

Apesar do aumento da renda, quando em consulta ao IBGE, os indicadores de rendimento nominal mensal *per capita* revelam valores críticos. Os municípios

chegam ao ano de 2010 com praticamente metade de suas populações sobrevivendo com meio salário mínimo: Palmeirópolis (43%), Paranã (49,6%), Peixe (41,4%) e São Salvador (48,9%) (IBGE, 2019). Esses dados ratificam a Tabela 2, que exhibe saldo de empregos em declínio após a finalização das construções das UHEs. Dessa forma, não corresponde ao cenário de aumento da renda previsto na AAI.

Seguindo a análise socioeconômica, verifica-se na Tabela 8 que a taxa de analfabetismo também teve redução, porém muito pequena se comparada às tendências de desenvolvimento dos municípios, tanto em função da criação do Tocantins quanto sob a perspectiva da AAI.

Destaca-se, por exemplo, o município de Paranã, com uma população de pouco mais de 10 mil habitantes, apresentando 25,9% de analfabetismo, um índice considerável para uma localidade que deveria ter sido beneficiada pela instalação de duas UHEs.

Por fim, na dimensão saúde, é importante discutir a taxa de mortalidade infantil, apresentada na Tabela 9. Nota-se variação de óbitos nos quatro municípios. Em alguns deles, na contramão da proposta da AAI, a

Tabela 7 – Renda *per capita* dos municípios nos anos 2000 e 2010 (em reais).

Municípios	2000	2010
Palmeirópolis	339,21	463,45
Paraná	175,47	311,37
Peixe	244,10	547,90
São Salvador do Tocantins	157,46	318,39

Fonte: IBGE (2019).

Tabela 8 – Taxa de analfabetismo da população de 15 anos ou mais, no período de 2000 e 2010 (em %).

Municípios	2000	2010
Palmeirópolis	19	13,3
Paraná	31	25,9
Peixe	23,3	16,5
São Salvador do Tocantins	27,3	19

Fonte: Atlas Brasil (2013).

taxa foi crescente ao longo dos anos. É o caso de Palmeirópolis, que passa de 9,2%, em 2006, para 18,69%, em 2010, e para 30,77%, em 2013, reduzindo apenas em 2014 para 13,07%. O único município que obteve redução significativa da taxa foi Peixe, que diminuiu de 15,6%, em 2006, para 7,75%, em 2014. Atribui-se essa redução ao sistema de saúde de Peixe, mais estruturado em relação aos demais municípios pesquisados, pois o efeito da compensação da UHE Peixe Angical proporcionou a ampliação do número de leitos e a reforma do centro cirúrgico do Hospital Municipal de Peixe.

Apesar de não ter registrado óbitos no período de 2007 a 2012, São Salvador do Tocantins apresentou acentuada taxa de mortalidade infantil, com 35,71%, em 2013, e 27,78%, em 2014, o dobro de mortes por mil nascidos vivos da média do Brasil, que em 2014 foi de 14,40 óbitos por mil nascidos vivos. Ressalta-se que São Salvador do Tocantins é sede de UHE e deveria ter melhorado esse indicador de saúde.

A pesquisa demonstrou que o cenário de desenvolvimento socioeconômico preconizado pela AAI em função das UHEs para Palmeirópolis, Paranã, Peixe e São Salvador do Tocantins atendeu parcialmente às expectativas. As previsões consolidaram-se no que se refere à arrecadação, com o incremento de recursos financeiros nos quatro municípios. No entanto, as expectativas de criação de vagas de trabalho, geração de emprego, aumento da renda da população e melhoria de indicadores sociais não se concretizaram. Esse resultado corrobora com estudo de Gomes *et al.* (2017), que evidenciou que os recursos financeiros advindos da implantação dos empreendimentos não necessariamente se traduzem em desenvolvimento local e avanços sociais.

Nesse contexto, Assunção, Szerman e Costa (2016), em estudo sobre os efeitos locais de hidrelétricas no Brasil, concluíram que a economia dos municípios só é impactada positivamente nos primeiros anos dos empreendimentos, ou seja, no curto prazo. O PIB *per capita* dos 82 municípios atingidos por hidrelétricas estudados por esses autores apresentou, de forma geral, um crescimento de 7 a 10%, e o emprego formal aumentou entre 10 e 40% no período da construção da barragem. No entanto, após cinco anos do início da construção da UHE, não foram encontrados efeitos na taxa de crescimento do PIB municipal, no PIB *per capita*, no número de empresas locais e nem na população dos municípios. Além disso, os pesquisadores evidenciaram que as construções das dez UHEs analisadas causaram aumento de 279 mil hectares de área desmatada em relação ao que ocorreria caso elas não tivessem sido construídas, ou seja, o impacto ambiental pode ter sido maior que os benefícios alcançados (ASSUNÇÃO; SZERMAN; COSTA, 2016).

Benincá (2011) ressalta que é praticamente impossível quantificar e qualificar os impactos totais que incidem nas pessoas das localidades e o conjunto da biodiversidade. Os custos sociais e ambientais da hidrelétrica continuam após a implementação, tornando-se fonte de controvérsias em vista do que foi anunciado. Em nome do desenvolvimento, inúmeras famílias são deslocadas e atingidas largamente. E o desenvolvimento, na maioria dos casos, pode não ocorrer. Portanto, ainda que a AAI se proponha a traçar os cenários a curto, médio e longo prazos, respaldados em estudos de viabilidade técnica, esses podem não corresponder às expectativas, já que fatores sociais, econômicos e culturais, bem como a gestão municipal, podem alterar os resultados visualizados.

Tabela 9 – Taxa de mortalidade infantil no período de 2006 a 2014 (percentual por mil nascidos vivos).

Municípios	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Palmeirópolis	9,2	16,8	6,7	9,8	18,69	13,16	-	30,77	13,07
Paraná	5,0	9,9	9,0	12,5	11,63	35,09	18,63	14,71	14,49
Peixe	15,6	-	13,7	19,87	11,98	12,99	26,09	8,13	7,75
São Salvador do Tocantins	28,6	-	-	-	-	-	-	35,71	27,78

Fonte: DATASUS (BRASIL, 2019); IBGE (2019).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após a comparação dos dados socioeconômicos dos municípios de Palmeirópolis, Paranã, Peixe e São Salvador do Tocantins com o cenário da AAI dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins, percebeu-se que as previsões do estudo técnico no espaço temporal a médio prazo (até 2015) se concretizaram parcialmente. Houve, em alguns casos, o aumento de indicadores socioeconômicos nas localidades pesquisadas, sobretudo em relação ao ICMS e ao PIB. Entretanto, não se pode atribuir essa melhoria unicamente à chegada das UHEs, uma vez que os municípios tocantinenses, de modo geral, apresentam tendência de crescimento, induzidos por políticas públicas após a criação do estado do Tocantins.

A UHE Peixe Angical e a UHE São Salvador contribuíram com o aumento da arrecadação nas localidades pesquisadas. Todavia, esses recursos não se traduziram em melhoria das condições de vida da população local. Um exemplo demonstrado é a taxa de mortalidade infantil, que manteve índices elevados no cenário a médio prazo, em algumas situações acima da média nacional. Esses problemas são indicativos de que déficits socioe-

conômicos podem ter sido deixados para a gestão municipal resolver após o desmonte das obras das UHEs.

Admite-se que a AAI é um instrumento importante para o planejamento de investimentos nas bacias hidrográficas. Porém, suas técnicas de avaliação devem ser aprimoradas para permitir melhor mensuração das fragilidades socioeconômicas locais, facilitando a mediação para a negociação dos conflitos entre as políticas de meio ambiente e energia.

As construções e as desconstruções de cenários futuros devem contar com a participação ativa de todos os atores envolvidos. A sociedade deve participar expressando os níveis de sentimentos, dúvidas, angústia e desespero de suas realidades e expectativas em relação ao projeto (obra), de modo a se envolver no processo de tomada de decisões, além da participação e da vigilância ativa do cumprimento das medidas compensatórias e mitigatórias e da aplicação dos recursos financeiros municipais que devem ser investidos em projetos e ações visando à melhoria da qualidade de vida local.

REFERÊNCIAS

- AMNESTY INTERNATIONAL. *Le point de non-retour: Les droits des peuples autochtones du Canada menacés par le barrage du site C*. Londres: Amnesty International, 2016.
- ASSUNÇÃO, J.; SZERMAN, D.; COSTA, F. *Estudo: Efeitos locais de hidrelétricas no Brasil*. Climate Policy Initiative, 2016.
- ATLAS BRASIL. *Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil*. Plataforma de Consulta. PNUD/IPEA/Fundação João Pinheiro, 2013. Disponível em: <<http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/consulta/>>. Acesso em: abr. 2019.
- BARDIN, L. *Análise de Conteúdo*. São Paulo: Edições 70, 2011.
- BENINCÁ, D. *Energia & cidadania: a luta dos atingidos por barragens*. São Paulo: Cortez, 2011.
- BORTOLETO, E. M. A implantação de grandes hidrelétricas: desenvolvimento, discurso e impactos. *Geografares*, n. 2, p. 53-62, 2001. <https://doi.org/10.7147/GEO2.1140>
- BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil*: texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com as alterações adotadas pelas Emendas Constitucionais nº 1/92 a 55/2007 e pelas Emendas Constitucionais de Revisão nº 1 a 6/94. Brasília: Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas, 2008a.
- _____. Datasus. Ministério da Saúde. *Cadernos de Informações de Saúde do Tocantins*. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/tabdata/cadernos/to.htm>>. Acesso em: maio 2019.

_____. *Lei Complementar nº 128, de 19 de dezembro de 2008*. Casa Civil, 2008b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LCP/Lcp128.htm>. Acesso em: jul. 2019.

_____. *Lei Geral da Micro e Pequena Empresa, nº 123 de 14 de dezembro de 2006*. Casa Civil, 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/LCP/Lcp123.htm>. Acesso em: jul. 2019.

_____. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2024*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética, 2015.

_____. Resolução Conama nº 001, de 23 de janeiro de 1986. *Diário Oficial da União*, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: maio 2019.

CASTRO, F.; HOGENBOOM, B.; BAUD, M. *Governança ambiental na América Latina*. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: CLACSO; Amsterdã: Engov, 2015.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). *Avaliação Ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Tocantins*. Avaliação Ambiental Distribuída e Conflitos. Relatório Final. Brasília: EPE, 2007.

FAINGUELERNT, M. B. A trajetória histórica do processo de licenciamento ambiental da usina hidrelétrica de Belo Monte. *Ambiente e Sociedade*, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 245-264, abr.-jun. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC0259R1V1922016>

FEARNSIDE, P. M. *Hidrelétricas na Amazônia: Impactos ambientais e sociais na tomada de decisões sobre grandes obras*. Manaus: Editora INPA, 2015. v. 2.

GOMES, C.S.; ROQUETTI, D.R.; PULICE, S.M.P.; MORETTO, E.M. Usinas Hidrelétricas e o Desenvolvimento Municipal: O Caso das Usinas Hidrelétricas do Complexo Pelotas-Uruguaí. *Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 6, n. 2, maio/ago. 2017. <http://dx.doi.org/10.5585/geas.v6i2.931>

GOVERNO DO TOCANTINS. *Atlas do Tocantins: Subsídios ao planejamento da gestão Territorial*. Palmas: Secretaria do Planejamento e da Modernização da Gestão Pública, 2012.

_____. Departamento de Planejamento e Estatística do Tocantins. Palmas: Secretaria da Fazenda e Planejamento, 2019.

_____. *Indicadores Socioeconômicos do Estado do Tocantins*. Palmas: Secretaria do Planejamento e Orçamento, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo 2010*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: abr. 2017.

_____. *Cidades*. IBGE. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: abr. 2019.

LITTLE, P. E. *Mega-development Projects in Amazonia: A geopolitical and socioenvironmental primer*. Lima: Derechos, Ambiente y Recursos Naturales, 2014.

PIAGENTINI, P. M.; FAVARETO, A. da S. Instituições para regulação ambiental: o processo de licenciamento ambiental em quatro países produtores de hidroeletricidade. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 30, jul. 2014. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v30i0.33029>

ROCHA, H. J. da. Hidrelétricas e Desenvolvimento Regional: Elementos para Análise. In: ENCONTRO INTERNACIONAL CIÊNCIAS SOCIAIS E BARRAGENS, 4., 2016. *Anais...* Chapecó, 2016.

ROCHA, H. J. J.; PASE, H. L. O Conflito Social e Político nas Hidrelétricas da Bacia do Uruguai. *Revista Brasileira de Ciências Sociais*, v. 30, n. 88, p. 99-113, jun. 2015. <http://dx.doi.org/10.17666/308899-113/2015>

SAIFI, S. E.; DAGNINO, R. S. Grandes projetos de desenvolvimento e implicações sobre as populações locais: o caso da usina de Belo Monte e a população de Altamira, Pará. *In: CIRCUITO DE DEBATES ACADÊMICOS*, 1., 2011, Code. *Anais...* 2011.

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO A MICRO E PEQUENAS EMPRESAS (SEBRAE). *Departamento de Estatística Empresarial*. Palmas: Sebrae, 2019.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. *Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

VAINER, C. B.; ARAÚJO, F. G. B. *Grandes projetos hidrelétricos e o desenvolvimento regional*. Rio de Janeiro: Centro Ecumênico de Documentação e Informação, 1992.

WESTIN, F. F.; SANTOS, M. A.; MARTINS, I. D. Hydropower expansion and analysis of the use of strategic and integrated environmental assessment tools in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, n. 37, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.071>



