



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Volume 55, Número 1, março de 2020



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

Secretaria Editorial

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

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



[Instruções para autores, clique aqui](#)

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

1 - ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL FUNCTION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS IN ENTERPRISE ASSESSMENT

Análise da função ambiental das áreas de preservação permanente na avaliação de empreendimentos

Priscila Ikematsu, Omar Yazbek Bitar, Mariana Hortelani Carneseca Longo, Sofia Julia Alves Macedo Campos, André Luiz Ferreira

19 - RURAL WORKERS EXPOSURE TO ORGANOPHOSPHATES AND CARBAMATES

Exposição de trabalhadores rurais a organofosforados e carbamatos

Luciane Baierle Lorenzatto, Maria Isabel Gonçalves da Silva, Walter Antonio Roman Junior, Sinval Adalberto Rodrigues Junior, Clodoaldo Antônio De Sá, Vanessa da Silva Corralo

32 - POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA ASSOCIADA AO MATERIAL PARTICULADO NO ESTADO DE SÃO PAULO: ANÁLISE BASEADA EM DADOS DE SATÉLITE

Atmospheric pollution associated with particulate matter in the State of São Paulo: an analysis from satellite data

Julia Manfredini de Araujo, Nilton Manuel Évora do Rosário

48 - INFLUÊNCIA DO FÓSFORO INORGÂNICO E VALOR DE PH NA REMOÇÃO DE FORMULAÇÃO À BASE DE GLIFOSATO EM AMBIENTE AQUOSO POR ADSORÇÃO

Influence of inorganic phosphorus and PH value on the removal of aqueous environment glyphosate-based formulation by adsorption

Renata Medici Frayne Cuba, Débora Cristina Aguiar Chaves Paiva, Túlio Salatiel Cintra, Francisco Javier Cuba Terán

61 - NANOPARTICLES IN AQUATIC ENVIRONMENTS – FROM PRODUCTION TO WATER TREATMENT: A REVIEW

Nanopartículas no ambiente aquático – da produção ao tratamento da água: uma revisão

Aline Belem Machado, Luciane Rosa Feksa, Daniela Montanari Migliavacca Osorio, Daiane Bolzan Berlese

72 - POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES HOSPITALARES POR DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM VOLTA REDONDA (RJ)

Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in Volta Redonda/RJ

Jéssica Guerra, Inácio de Oliveira, Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva, Marcelo Moreno dos Reis, Givanildo de Góis

89 - ESTUDO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SERVIÇO DE SAÚDE PARA REDUÇÃO DE CUSTOS ECONÔMICOS E IMPACTOS AMBIENTAIS

Health service wastewater treatment study to reduce economic costs and environmental impacts

Gustavo Machado, Lídia Yokoyama

103 - IMPACTOS DOS TELEACOPLAMENTOS URBANOS DAS FRUTAS ORGÂNICAS CERTIFICADAS

Urban telecoupling impacts of certified organic fruits

Elaine Nunes Jordan, Tatiana Maria Cecy Gadda

122 - ESTRATÉGIAS BIOCLIMÁTICAS DE PROJETOS PARA MELHORES DESEMPENHOS AMBIENTAIS EM UNIVERSIDADES NO SUL BAIANO

Bioclimatic strategies of projects for better environmental performance in universities in the south of Bahia State

Cristiane Rabelo Santos

145 - DESENVOLVIMENTO DE CITRONELA (*CYMBOPOGON WINTERIANUS*) IRRIGADA COM ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO E COM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Citronella (*Cymbopogon winterianus*) development irrigated with treated domestic wastewater and supply water

Gabriel Vidal Gaspar, Francisco Marcus Lima Bezerra, Francisco Suetônio Bastos Mota

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL FUNCTION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS IN ENTERPRISE ASSESSMENT

ANÁLISE DA FUNÇÃO AMBIENTAL DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA AVALIAÇÃO DE EMPREENDIMENTOS

Priscila Ikematsu 

Researcher at Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) – São Paulo (SP), Brazil.

Omar Yazbek Bitar 

Researcher at IPT – São Paulo (SP), Brazil.

**Mariana Hortelani
Carnesecca Longo** 

Researcher at IPT – São Paulo (SP), Brazil.

**Sofia Julia Alves
Macedo Campos** 

Researcher at IPT – São Paulo (SP), Brazil.

André Luiz Ferreira 

Technologist at Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) – Rio de Janeiro (RJ), Brazil.

Correspondence address:

Priscila Ikematsu – Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) – Av. Prof. Almeida Prado, 532 – Cidade Universitária – CEP: 05508-901 – São Paulo (SP), Brazil – E-mail: priscilai@ipt.br

Received on: 09/25/2019

Accepted on: 02/07/2020

ABSTRACT

The analysis of permanent preservation areas (PPAs) is an important step to design technological and locational alternatives for the environmental assessment of enterprises, as well as to support the issuance of environmental licenses. Thus, the aim of the current study is to present the method developed for the environmental assessment of ventures that have direct or indirect effects on PPAs and on their environmental functions. Five steps were proposed for this analysis: the conceptualization of PPAs based on a literature review; technical visit to the study site; analysis of the environmental functions of PPAs; PPA mapping; and evaluation of projects and future uses to be applied to the area. The herein proposed method was effective and efficient in the presented case studies, since it allowed recommending adjustments in the project presented by the entrepreneur and technically supported the selection of the best locational alternative by taking into consideration the environmental legislation requirements.

Keywords: permanent preservation area; environmental assessment; environmental legislation.

RESUMO

A análise de áreas de preservação permanente (APPs) é uma atividade importante na concepção de alternativas tecnológicas e locais durante a avaliação ambiental de empreendimentos, bem como para apoiar a emissão de licenças ambientais. Nesse contexto, este trabalho objetivou apresentar o método desenvolvido para avaliação ambiental de empreendimentos com influência direta ou indireta em APP e em suas funções ambientais. Cinco etapas são propostas para essa análise: a conceituação da feição protegida na forma de APP por meio de revisão bibliográfica; visita técnica à área de estudo; análise das funções ambientais de APP presentes; representação cartográfica da APP; e avaliação dos projetos e os usos propostos na área. O método aqui proposto se mostrou válido e eficiente nos estudos de caso apresentados, pois permitiu recomendar ajustes no projeto elaborado pelo empreendedor e subsidiou tecnicamente a definição da alternativa locacional mais viável frente às exigências da legislação ambiental.

Palavras-chave: área de preservação permanente; avaliação ambiental; legislação ambiental.

INTRODUCTION

Brazil has a complex institutional system focused on managing the environment; this system derives from a long discussion process involving different social, political and economic contexts (ALCÂNTARA, 2019). Incorporating environmental feasibility into decision-making processes is a major challenge for planners, as well as for public and private managers, since it means indicating the best technological and locational alternatives for a given work or activity by taking into consideration environmental impacts associated with environment's carrying capacity (SÁNCHEZ, 2006; MONTAÑO; SOUZA, 2008).

Environmental licensing and environmental impact assessment are instruments provided by the National Environmental Policy (Federal Law No. 6.938/1981). Environmental licensing is the administrative process that formalizes environmental control conditions and measures to be respected by entrepreneurs in order to enable the environmental adequacy of activities or ventures. Environmental impact assessment refers to the systematic analysis of environmental impacts deriving from a proposed action (policy, plan, program or project) and of its alternatives. The Public Power is in charge of analyzing the feasibility of venture and activity projects based on environmental resource use, since these projects can be effectively or potentially polluting or even capable of causing environmental degradation (BRASIL, 1981; SÁNCHEZ, 2006; MONTAÑO; SOUZA, 2008; AGRA FILHO *et al.*, 2012).

Several normative measures must be taken into consideration at the time to issue environmental licenses. Among them, it is worth emphasizing the Forest Code — Federal Law No. 12.651/2012 (BRASIL, 2012) —, which defines the concept of Permanent Preservation Area (PPA). According to article 3 in this Law, PPAs are protected areas that have the environmental function of “preserving water resources, landscape, geological stability and biodiversity, enabling fauna and flora gene flow, protecting the soil and assuring the well-being of human populations” (BRASIL, 2012). Each PPA category defined in this law has a protection range whose specific restrictions are adopted.

The legal framework supporting PPA protection derived from great concern with areas acknowledged as important sources of environmental goods and

services seen as essential to human survival (BORGES *et al.*, 2011). During the environmental assessment of projects, the incidence of this type of specially protected area tends to influence project design, technological and locational alternatives, as well as the issuance of authorizations and licenses provided by the Brazilian legislation. It happens because anthropic interventions leading to changes in PPAs' environmental functions are not allowed in urban or rural areas, no matter the existence, or not, of vegetation cover in these environments (BORGES *et al.*, 2011; BRASIL, 2012; IKEMATSU *et al.*, 2016a). Exceptional cases are explained in article 8 of Federal Law No. 12.651/2012: interventions in APPs are allowed in cases of public utility, social interest and low environmental impact, provided that the inexistence of a technical and locational alternative is proved (BRASIL, 2012).

Therefore, the prohibition on removing the vegetation and on installing any form of use and occupation in APPs implies the analysis of environmental impacts caused by a given project and its alternatives; this process must comprise mapping protected features and analyzing their environmental functions. However, these procedures depend on definitions set in the Forest Code, which are, in some cases, susceptible to questioning due to poor clarity and concept generalization issues; besides, they are not easy to be applied under field conditions. In addition, the definition of the environmental functions and the protection range of each PPA is set by general rules, regardless of elements such as biome, aspects of the physical environment, specific features of watercourses, climate conditions specific to each microbasin, as well as local and regional contexts (IKEMATSU *et al.*, 2016a).

The environmental functions justifying the existence of a given PPA can transcend the length defined in the existing laws because they are part of a system composed of several interdependencies. According to Metzger (2010), the effectiveness of these protection areas depends on several factors such as the ecosystem service type taken into consideration and the width of the preserved vegetation. Thus, the consequences of land use in PPA must be analyzed by having in mind not only the area protected by normative instruments but also the dynamic system that sometimes can hinder quantitative predictions. Lack of consensus about

the geographic interpretation of environmental legislations can be a significant obstacle to the maintenance of different ecosystems and their PPAs. Therefore, the ability to properly identify areas where the Forest Code is applicable to and, consequently, areas where it is ignored or disrespected is a necessary precondition to assure compliance with regulations, as well as to support decision-making processes and policies focused on future land use (DITT *et al.*, 2008; METZGER, 2010).

ENVIRONMENTAL FUNCTION OF PERMANENT PRESERVATION AREAS

Environmental functions are associated with the role played by PPAs in maintaining ecological balance and in the natural dynamics of evolutionary processes. Thus, they play an important role in assuring the correct indication of restrictions or permissions to use protected areas. They also work as an important ground to assure more effective and protective ecosystem services in areas with significant environmental attributes. In addition, environmental functions are relevant in terms of internalizing environmental relevance in the set of rights and duties pertaining to intersections between property rights and environmental protection (CARVALHO, 2018). Table 1 presents different PPA categories and their respective delimitation criteria, based on the Brazilian Forest Code.

It is essential understanding the environmental functions of each PPA category in order to provide criteria and information that can be used to support decision-making processes in a given venture based on nature conservation. Thus, a brief discussion about PPA functions is herein presented, both the ones explained in article 3 of Federal Law No. 12.651/2012 (BRASIL, 2012) — herein called general environmental functions — and specific environmental functions directly linked to the evolution of environmental phenomena to be observed at the time to implement or expand a given venture (IKEMATSU *et al.*, 2016a).

The general environmental function — “preserving water resources” — unfolds into several specific functions. The following specific environmental functions can be observed in areas located on the banks of rivers and watercourses: receiving and containing sediments from across the basin, mitigating sedimentation in the riverbed and the risks of silting up the watercourse; retaining water in the microbasin; protecting the banks

and promoting stability in the edges of the watercourse; assuring natural fluctuation of water levels in periods of intense rainfall and heavy water discharge; and protecting and conserving biodiversity and the associated genetic heritage. These functions directly depend on features of the physical environment where the hydrographic basin is located in, on the incidence of vegetation, on climate and on triggering conditions that generate stress conditions or change materials’ resistance, such as intense rainfall or land use and occupation processes (MELLO, 2005).

The conditions of areas surrounding springs and of their contribution basin are strongly associated with the maintenance of the recharge area, base flow and river flow; with the survival of water sources, mainly in times of rainfall shortage; with freshwater storage with protection against losses due to evaporation; and with the preservation of water quality. It happens because these areas work as natural filter. Thus, interventions made in infiltration and percolation processes tend to change groundwater flow patterns and, consequently, they lead to exfiltration in discharge zones with low water potential. Direct interventions such as groundwater abstraction, or indirect interventions such as recharge area waterproofing in aquifers, change the water volume in water tables and affect water flow produced by springs; consequently, they change the flow of watercourses. In addition, it is worth mentioning the environmental function associated with the contributing hydrographic basin of each spring, since water production and spring features result from processes taking place throughout the contribution area, rather than just in the surrounding area of the spring, a fact that should also be taken into consideration in the process of environmentally assessing these features (IKEMATSU *et al.*, 2016b).

Natural lakes and ponds, as well as artificial reservoirs, have the environmental function of storing and retaining water; this function can be associated with

different uses (human supply, irrigation, recreation, flood control, transport and navigation, nutrient balance, power generation, among others). In addition,

Table 1 – Permanent preservation areas (PPA) delimitation criteria.

PPA category to be protected	PPA delimitation criterion	PPA range
Peripheral range of watercourse	River width < 10 m	30 m
	River width ranges from 10 to 50 m	50 m
	River width ranges from 50 to 200 m	100 m
	River width ranges from 200 to 600 m	200 m
	River width > 600 m	500 m
Spring/ water source	Classification as spring or perennial water source	50-m radius around the spring
Natural lake and pond	Rural location	100 m
	Rural location with up to 20 ha	50 m
	Urban location	30 m
Artificial reservoir	Range defined in ventures' environmental license.	
Hillside	Areas presenting slope > 45° at the highest slope line	
Hilltop	Areas delimited based on contour line corresponding to 2/3 (two thirds) of the minimum hill height, always in comparison to the base, which is defined as the horizontal plane determined by the adjacent plain or water mirror, or to wavy reliefs, based on the height of the saddle point closest to the elevation in the hills (geomorphological features with minimum height 100 m and mean slope greater than 25°).	2/3 (two thirds) of the minimum hill height, always in comparison to the base
<i>Restinga</i>	Featuring the sandy deposit parallel to the coastline, which has overall elongated shape and is generated by sedimentation processes. This environment hosts different communities presenting marine influence, mosaic-shaped vegetal cover, as well as herbaceous, shrubby and arboreal (the most internalized one) strata depending on the successional stage; being dune fixer or mangrove stabilizer.	The entire <i>restinga</i> length
Mangrove	Featuring the coastal ecosystem observed in lowlands susceptible to the action of tides. This ecosystem is formed by recent mud or sand flats, which are mainly associated with the natural vegetation known as mangrove. This vegetation is susceptible to fluvial marine influence, it is typical of muddy soils in estuarine regions and presents discontinuous distribution along the Brazilian coast.	The entire mangrove length
Plateau or mountain range	Strip in horizontal projections measured from the edge of the plateaus and mountain range up to the rupture line of the relief.	Range of at least 100 m
Altitude	Altitude above 1,800 m, regardless of the vegetation.	Range greater than 1,800 m
<i>Vereda</i>	Marginal strip in horizontal projection from the permanently swampy and soaked space.	Range of at least 50 m

Source: based on Brasil (2012).

waterbodies present relevant scenic beauty and host several fauna and flora species. One of the main attractions for tourists looking for fun and relaxation lies on water reserves, whether they are natural or artificial, since these places enable activities focused on promoting health and leisure (sport and recreation), scientific research, education (knowledge about the environment and nature), visual appreciation of its intrinsic beauty, as well as artistic inspiration (FERREIRA; LOPES; ARAÚJO, 2012).

Hillside PPAs stand out for their geological stability function, since these areas are featured by high declivity (equal to, or greater than, 45°) where the weathering mantle, which is not very resistant, presents several planes of possible ruptures (landslide). The steep slope influences the intensity of action by natural erosive agents; consequently, it influences the intensity of surface geodynamic processes of slope retreat (CARVALHO *et al.*, 2001). It is worth mentioning the special soil protection role played by vegetation in controlling rainfall-associated erosion in steep declivity areas. Water interception by plant leaves, physical water containment by the root system, sediment filtration, decrease in runoff speed, as well as maintenance of soil porosity and permeability (ARAÚJO; ALMEIDA; GUERRA, 2007), are examples of specific environmental functions associated with hillside PPAs.

Hilltops have the important function of maintaining and regulating the hydrological cycle within hydrographic basins as a whole; they can influence processes such as water infiltration, percolation and runoff. Increased vertical infiltration at hilltops decreases water runoff downstream slopes and increases the geological stability and recharge of aquifers giving rise to perennial or intermittent springs (IPT, 2015).

Restingas' formation process is originally associated with accumulation and deposition of sandy sediments transported by sea water in coastal environments, as well as with their positioning, since they work as barriers to the erosive action of waves; however, their environmental function tends to change over time. It gradually changes from the initial sediment retention phases to favorable conditions to consolidate deposits. Later, these deposits tend to stabilize and incorporate themselves into the coastal landscape due to the establishment of plant and fauna species. Deposits experiencing ecological wholeness tend to

make accumulated sediments unavailable by retaining them in their structure and preventing their removal by current and predominantly natural processes. The eventual suppression of the vegetation covering sandy deposits affects the habitat of different species and tends to expose sediments to the erosive action of rainwater and winds, as well as to the impact of waves in open sea or even in lagoons and wide bars, which removes these materials and transport them to other areas. Therefore, it can lead to instability in erosion and sedimentation dynamics, and to accelerated loss of material in one stretch to be accumulated in another location, which can even affect human settlements (IPT, 2008).

Mangroves have purifying action, i.e., they work as biological filters. Aerobic and anaerobic bacteria interact with organic matter and mud in order to fixate and inert contaminating particles (ALVES, 2001). The spatial effect of mangrove's vegetation cover along the coastal zone allows immobilizing heavy metals in plants and in the soil before they reach nearby aquatic ecosystems; thus, this vegetation cover works as a biogeochemical barrier (OLIVEIRA, 2009). Trunks and roots, including pneumatophores, can influence water circulation and lead to the deposition and accumulation of sediments and particulate organic matter (LOVELOCK; ELLISON, 2007 *apud* LIMA; TOGNELLA, 2012). Typical mangrove trees stabilize sediments between their roots and trunks, as well as work as wind barriers to mitigate the effects of storms in coastal areas; besides, they slow down the energy of wave and tidal oscillations capable of resuspending sediments in shallow coastal areas. Thus, they tend to improve the quality of estuarine and coastal waters, since they assure nutrient supply and immobilization in the soil and, at the same time, protect the coastline (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012).

Mangrove structure also acts as a biostabilization unit that helps better conserving the coastal landscape, as protection against flooding by attenuating its energy and the advance of tides, as well as sediment deposit in fluvial marine plains (CAVALCANTI, 2004). Due to the great variety of ecological niches, which results in diversified fauna, and given the incidence of endemic species (visitors or migratory) in this environment, mangroves act as important biological diversity maintainers (ALVES, 2001). In addition, mangroves are essential

to the development of socioeconomic activities associated with artisanal fishing and with the sustainable exploitation of coastal renewable resources, which attract human populations that settle in the surrounding areas. Riverside communities are highly dependent on resources provided by mangroves, whose survival depends on the exploitation of the benthic macrofauna as source of food and income, wood extraction, medicines, alcohol, oils and tannins, ecological tourism, navigation and environmental education in this ecosystem (LAMPARELLI, 1998; SEMACE, 2006).

Plateaus and mountain ranges do little to promote surface water flow and allow greater water movement towards the subsurface in order to supply water tables and springs (BORGES, 2008; CPRM, 2013). According to Resende *et al.* (1995), instability in the edges of plateaus and mountain ranges is associated with low soil pedogenesis and erosion ratio. Thus, gravitational movements of mass, rock and falling blocks are the main processes linked to the natural dynamics of plateaus and mountain ranges. In addition, the edges, escarpments, foothill and plateau of flat-topped reliefs covered with vegetation form ecological corridors for fauna and flora, assure the continuous circulation of gene flow from the top to the base and along the plateau, promote ecological connectivity in the landscape and, consequently, help preserving biodiversity. Finally, it is worth mentioning the heterogeneity of habitats that the environment in the edges of plateaus and mountain ranges can provide to regional fauna

and flora. This environment is particularly important for some plant species that preferentially colonize these rocky habitats, since they are capable to adapt to water shortage and to poorly developed substrates (POREMBSKI *et al.*, 1998). In addition, some fauna species prefer this environment at the time to build their nests and take shelter, like swallows and birds of prey.

Veredas are swampy or wet places presenting hydro-morphic soils and typical vegetation (BRASIL, 2012); they are important to local populations due to perennial water availability in regions where this resource is significantly scarce, such as central Brazil. They also play a fundamental role in biodiversity, since they host several Cerrado flora and fauna species; they are true ecological corridors capable of interconnecting Cerrado fragments in order to enable matter and gene flow (GUIMARÃES, 2012).

It is essential maintaining the environmental function of PPAs in order to assure balance in processes associated with them and to prevent the incidence of events capable of affecting the well-being of human populations and ecosystems. Anthropocentric interventions can lead to changes in environmental processes and, consequently, in the herein addressed environmental functions. Thus, it is important analyzing these interventions at the time to set guidelines to implement projects and to map the area to be protected. Table 2 presents environmental functions (general and specific) that can be taken into consideration in the environmental assessment of projects that can affect PPAs.

MATERIALS AND METHODS

The complexity of the topic at hand, in association with its interdisciplinary nature, indicates the need of combining different methodological approaches capable of completing each other to enable more robust analyses and incisive inferences to help better understanding the cases to be analyzed. Thus, the present study has followed an exploratory methodological approach based on bibliographic research; a quantitative approach based on mappings and on the use of indicators; and a descriptive approach based on case studies (MINAYO, 2000; CRESWELL, 2010). Figure 1 depicts the steps proposed for the evaluation of projects with influence on PPAs and on their environmental functions (general and specific).

The first step of the proposed method lies on the conceptual analysis of the protected feature in the form of PPA, not only within the legal scope, but also according to the available technical-scientific literature. This step is important, since PPA delimitation resulting from direct legislation application is not an easily executable task due to a whole variety of possible interpretations about its meaning, which can lead to different and contradictory results. It is important properly understanding the concepts involved in PPA delimitation to avoid mistakes at the time to apply guidelines deriving from legal documents. Thus, it is necessary searching for reference studies on the WEB and in libraries, based on previously defined keywords, as well as reading

Table 2 – General environmental functions and examples of specific environmental functions of permanent preservation areas (PPA).

General environmental function (Forest Code)	Main specific environmental functions	PPA								
		Water-course range	Spring	Natural lake/pond/ Reservoir	Hillside	Hilltop	Restinga	Mangrove	Plateau and mountain range	Vereda
Preserving water resources	Maintaining water flow	X	X	X		X			X	X
	Preserving the natural quality of water	X	X					X	X	X
	Maintaining the recharge area		X			X			X	X
	Assuring the natural fluctuation of water levels	X								
	Acting as natural biological filter of organic matter and enabling heavy metal retention	X						X		X
Preserving the landscape	Maintaining landscape structure and dynamics	X			X			X	X	
	Acting as a mechanical barrier against the erosive action of waves and tides							X		
	Ornamental and landscape effect			X	X			X	X	
Preserving biodiversity; enabling fauna and flora gene flow	Providing fauna feeding and sheltering conditions	X		X		X	X	X	X	X
	Forming and maintaining ecological corridors	X			X	X		X	X	X
	Preserving the genetic heritage of typical hillside fauna and flora				X	X			X	
	Providing habitat for resident migratory species				X			X	X	
Preserving geological stability; protecting the soil	Providing protection against erosion and sedimentation processes	X			X					
	Stabilizing hillsides				X				X	
	Protecting mangrove-adjacent lands from coastal processes							X		
	Water retention (reducing defluvium)	X					X			
	Retaining fine sediments from upstream erosion processes	X			X		X	X	X	
Assuring the well-being of human populations	Providing environmental services (provision, regulation, cultural and support)	X	X	X	X	X	X	X	X	X

technical documents made available by companies, such as environmental impact studies, environmental control plans, specific projects already in place, among others. It is done to identify multiple components, processes and interactions that can be established within the scope of ecosystems, which are likely influenced by the expansion of activities implemented by companies in PPAs. Furthermore, the regional context of PPA is also essential to better understand the physical, biotic and anthropic situation of the venture.

The second step comprises the technical visit to the study site, which must be carried out to enable field recognition of areas to be evaluated as to the presence of environmental functions; this step must cover initial data collection, mapping validation and photographic record procedures.

The third step includes the analysis of the environmental functions of the PPA identified in each case, since the application of Law postulates depends on the clarity about the ecological role played by them, which will be safeguarded by regulatory actions or changed by the intervention in the PPA. The Forest Code only indicates

general environmental functions, which are explained in the definition of PPA set in its article 3. Specific environmental functions can be defined given the peculiarity of each case, since such functions are susceptible to periodic measurement and more directly linked to the evolutionary analysis of the environmental phenomena to be observed. The assessment of environmental functions (general and specific), based on the literature about the topic and on the environmental legislation, takes into consideration the interaction among physical environment (geology, geomorphology, geotechnics, hydrology, hydrogeology and surface dynamics processes), biotic (fauna and flora) and anthropic (land use and legislation) aspects.

The fourth step encompasses the cartographic representation of the PPA, which is carried out based on mathematical functions available in the Geographic Information System (GIS) software, on remote sensing and on field work. This procedure is essential to spatially indicate the location of conflicts between intended uses and incident rules. It is important associating GIS techniques and on-site surveys, since PPA demarcation,

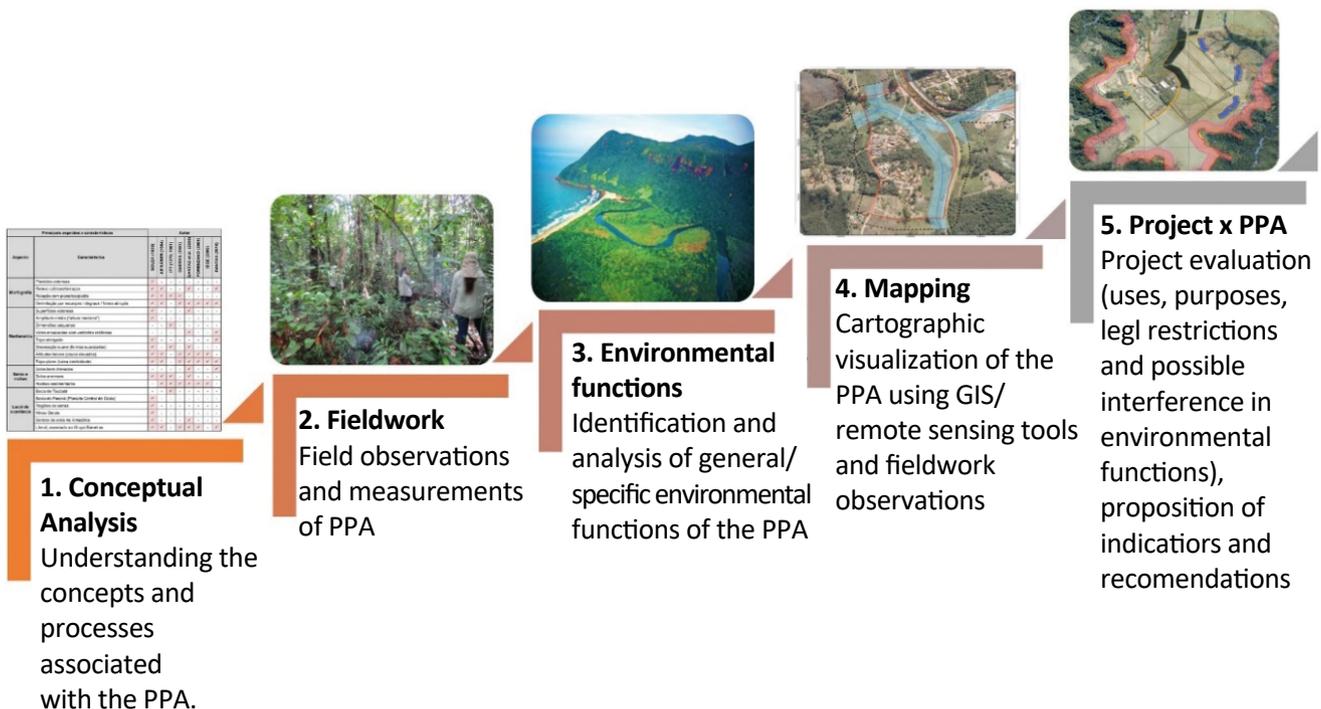


Figure 1 – Steps of the analysis of permanent preservation areas (PPA) environmental functions in the evaluation of projects.

strictly in the field, is conditioned by a series of factors such as access to the area of interest, time of year (dry or rainy), specific instruments (GPS, altimeter, clinometer, topographic maps), study execution time, among others. These factors can make it hard, or even impossible, to recognize the existence, or not, of a given PPA within the desired period, mainly when the study involves large-scale projects.

Finally, the fifth and last step lies on the evaluation of the proposed projects and uses of the area based

on legal restrictions and on likely interference in its environmental functions (general and specific). In addition, the influence of anthropic actions on processes associated with the natural dynamics of the environment is addressed, recommendations are made by taking into consideration the compliance with the legislation, the importance of the identified environmental functions and the possible direct and indirect changes that may take place in the region affected by the venture.

RESULTS AND DISCUSSION

Two cases will be used to exemplify the application of the methodology in the evaluation of projects capable of interfering in PPAs and in their environmental functions. Aspects linked to the conceptualization, environmental functions, cartographic representation and environmental assessment process of the venture will be addressed in each case.

The first case analyzed the expansion of activities performed by a company specialized in building agricultural machinery, whose land was in a region presenting

flat-topped relief, i.e., with possible influence on PPA in the edges of plateaus and mountain ranges. It was selected to exemplify how the proposed method can contribute to the analysis of project insertion in PPA.

The second case refers to studies carried out in order to expand the waste disposal area in a primary aluminum and alumina production company, which may have effects on the environmental functions of a spring PPA. The method of choice in this study was applied to help selecting the best location alternative for the project.

Permanent preservation areas in the edges of plateaus or mountain ranges

The case study focused on evaluating the project's influence on PPAs in plateaus or mountain ranges consisted of an area designed to expand the activities of an agricultural machinery company in Central-West São Paulo State. The land to be occupied by the new facilities corresponds to a section of the watershed divider of Aguapeí and Peixe rivers; based on the geological-geomorphological perspective, it is regionally located in Paraná Sedimentary Basin and in the morphosculpture of Planalto Ocidental Paulista (São Paulo Western Plateau), more precisely in Marília Residual Plateau (Planalto Residual de Marília), which is featured by the presence of a typical flat-topped relief. Federal Law No. 12.651/2012 (BRASIL, 2012) establishes that PPAs in the edges of plateaus or mountain ranges correspond to a range never smaller than 100 m in horizontal projections up to the rupture line of the relief.

The application of Step 1 of the proposed methodology has indicated that terms such as "plateaus" and "mountain ranges" are similar to terms such as "mesa",

"high plain", "ridges" and "*chapadões*". All these terms are used to represent different geoforms of flat-topped relief, although they present some divergences in delimitation criteria. Definitions of these terms, which were presented by different authors (SOUZA, 1939; AB'SÁBER, 1964; IPT, 1981; GUERRA, 1993; FLORENZANO, 2008; IBGE, 2009; DANTAS, 2010), as well as in normative documents (BRASIL, 2002; 2012), have shown that:

- the concept of plateau is overall associated with tablelands and high plateaus;
- plateau tops present smooth dissection and low slope;
- plateaus are described as a hillock relief;
- they are delimited by high and straight slopes in escarpments or steps;
- they present sedimentary rocks and sandy soils;
- plateaus are located at lower altitudes when compared to mountain ranges.

On the other hand, based on the literature (HARTT, 1870; SOUZA, 1939; AB'SÁBER, 1956; GUERRA, 1993; IPT, 1981; CASSETI, [2005]; FLORENZANO, 2008; IBGE, 2009; DANTAS, 2010; BRASIL, 2002; 2012; MARTINS; SALGADO, 2016), the term “mountain range” is overall associated with tablelands and high plateaus, presents sedimentary rocks and horizontal structure, it is abruptly individualized by its high and straight slopes in escarpments or steps, and has low slope at the top. Martins and Salgado (2016, p. 174) have also emphasized that “the name given to this relief results from the process, rather than from its shape”, i.e., it is intrinsically linked to the physical and chemical processes marking its evolution. Thus, according to the aforementioned authors, differentiating flat-topped reliefs is a hard task, mainly in the case of plateaus, which present similar evolution linked to the lateral retraction of the slopes.

Features described in the definition of flat-topped reliefs were observed in the study site during the field visit (Step 2). These reliefs presented flat and extensive tops, altitude of approximately 200 m in comparison to the surrounding hills and integrated the surface of Marília Residual Plateau. This configuration was visible on the slopes located to the West, South and Southeast of the venture, where erosive scarps imposed themselves against the broad hills of the lower surface and left typical colluvial deposits in their foothills. Aerial images collected by an unmanned aerial vehicle (UAV) model Phantom 3, equipped with a 4k camera, helped analyzing specific aspects and allowed having regional view of the area to be mapped. The hillsides of the rugged areas located to the Southeast and West of the venture plots presented accelerated dynamics in the lateral retraction of the slopes and favored the notching of drainages in areas located on the opposite side, where linear erosive processes prevail. Such retraction left scars from a recent sliding event on these slopes. Despite being less sloped, since they rarely reach 45° inclination, these hillsides are featured as a sector with high potential to present further escarpments resulting from headward erosion in that section.

According to Step 3, the environmental functions of these geoforms were evaluated in the regional context of the study site, since they are intrinsically linked to its structural configuration. Plateaus and mountain ranges are arranged on horizontal structure

lithologies, mainly on the ones of sedimentary origin, which resemble tablelands or elevated surfaces dissected in a hillock relief. Overall, they are composed of flattened and elongated tops of low slope and steep at the edges (straight and sloping sides). They occupy extensive surfaces with medium and low topographic altitude, and they are featured by the presence of sandy, well-drained soils. Thus, their environmental functions lie on maintaining water flow, preserving the natural quality of water, maintaining the recharge area, well as the structure and dynamics of the landscape, stabilizing slopes, ornamental and landscape effects, providing fauna feeding and sheltering conditions, forming and maintaining ecological corridors, among others, as shown in Table 2.

Based on Step 4, plateaus had their extension mapped based on dictates of the Forest Code, on the concept outlined in Step 1 and on information collected in the field visit in Step 2. The cartographic procedure carried out to enable PPA delimitation consisted of the spatialization of a 100-m section from the previously defined rupture line — it was performed with the aid of the buffer tool available in ArcGIS 10.5. The tracing of the rupture line (polyline vector file) characterizing the feature to be protected and determining the lower limit of the PPA in the edges of plateaus or mountain ranges was defined based on planialtimetric survey conducted in the venture area, satellite and radar images, digital orthophotos, topographic sheets, hydrographic network and information collected in the field. The context of the flat-topped reliefs in the study site was assessed based on pre-existing geomorphological maps, which worked as a starting point for further adjustments in the project scale.

Figure 2 shows the approximate delimitation of the rupture line (continuous, red) from where the PPA strip (100-m buffer) is drawn, which presents land use restrictions. Based on the environmental functions of plateaus and mountain ranges identified in Step 3, the erosive escarpment advancement sector (orange dashed line) was included in the final mapping due to its relevance to the planning of future intended uses in the venture area.

The analysis of the project to expand the venture in the mapped PPAs was conducted in the last step. It indicated that the area selected for earthworks (cut/fill) in the project presented by the company did not advance

within the limits of the PPA in the edges of plateaus and mountain ranges, if one takes into consideration the locally delimited rupture line. However, there were pre-existing wells in the Northwest section of the venture in the area where the delimited PPA is located in; some of them were very close to the relief rupture line. Another aspect highlighted in the analysis refers to the proximity of the structures designed to temporary accumulate rainwater and to regulate the outflow (detention reservoirs) close to the sector with high potential to present advancement of escarpments. It was possible noticing that two projected structures were outside the PPA in the edges of plateaus and mountain ranges, but they were in an area that requires attention to be given to evolutionary processes of headward erosion

Spring permanent preservation area

The analyzed venture and its influence on the spring PPA consisted of expanding a given area for bauxite waste disposal, which could be carried out in two alternative locations. The first alternative, called Scenario

1, kept the PPA preserved, but it required a larger area to store the waste. Scenario 2, on the other hand, had direct influence on the spring and on its respective PPA due to the construction of the disposal area. Scenario

In view of the systematized elements, besides the delimitation of local rupture and correlated PPA, it was possible pointing out areas more susceptible to physical environment processes due to escarpment erosion advancement and to the nature of the soil and rocky substrate (sandstone). It was recommended avoiding interventions in these regions — although they did not configure PPAs in the edges of plateaus and mountain ranges, as defined in the legislation — by taking into consideration the environmental fragility intrinsic to the nature of the soil and rocky substrate and the environmental functions of these areas.

1, kept the PPA preserved, but it required a larger area to store the waste. Scenario 2, on the other hand, had direct influence on the spring and on its respective PPA due to the construction of the disposal area. Scenario



Source: IPT (2016).

Figure 2 – Approximate delimitation of the rupture line (red continuous line) and of the erosive escarpment advancement sector (orange dashed line) in an image captured with UAV model Phantom 3. Note the sliding scars marking the advancement of escarpments due to lateral retraction.

0 was also taken into consideration; it represented the current situation without the project's interference and it was used as a reference parameter for the analysis of environmental functions, since virtually all the future interference area in this configuration was covered with native vegetation. According to Federal Law N. 12.651/2012, the source or "the natural outcrop of the perennial water table that starts a watercourse" (article 2) must be protected at minimum range of 50 m from the water emergence point (BRASIL, 2012).

The analysis carried out in the first step of the proposed methodology has indicated that, despite the notorious environmental importance of springs in geo-environmental research, studies about them remain scarce; they are mostly focused on making superficial physiological and hydrological descriptions. Theoretical studies specifically focused on springs are rare, a fact that leaves some gaps in the definition of their concept (FELIPPE; MAGALHÃES JÚNIOR, 2013) and reflects on the adopted cartographic procedures. According to the technical-scientific literature (GUERRA, 1993; CUSTÓDIO; LLAMAS, 1996; CALHEIROS *et al.*, 2004; VALENTE; GOMES, 2005; GOMES; MELO; VALE, 2005; SANTOS, 2009; PEREIRA *et al.*, 2011; UNESCO, 2012; BRASIL, 2002; 2012; MAGALHÃES *et al.*, 2012; FELIPPE; MAGALHÃES JÚNIOR, 2013), the incidence of springs is overall associated with:

- groundwater outcrop, either punctual or in zones;
- watercourse origin;
- natural occurrence;
- headland regions;
- surface/groundwater integration.

The concept of spring is approached in different ways, without defined uniformity, since it involves significant environmental complexity. Carmo, Felipe and Magalhães Junior (2014) have emphasized that spring diagnosis must include the geomorphological set of spring and drainage network conformation, exfiltration type (punctual, diffuse or multiple springs), mobility of the emergence place (fixed or mobile springs) and seasonality (perennial, intermittent or ephemeral springs), among other parameters, due to the great heterogeneity

of springs. Other elements mentioned in the literature comprise topographic conditions, geological and hydro-geological context (PEREIRA *et al.*, 2011; SANTOS, 2009), hygrophilous vegetation incidence areas (CARVALHO; RIOS; SANTOS, 2013) and hydromorphism in soils involving the springs (MAGALHÃES *et al.*, 2012).

Field visits made in Step 2 allowed seeing that the expansion project takes place on land with incidence of spring, whose area is distributed over an extensive surface and forms a swamp without free-water surface; some water emergence points form igarapés (watercourses). It was also possible seeing relevant biodiversity, the presence of natural and recovered vegetation cover and watercourses, as well as that the site is an aquifer recharge area.

Environmental functions were analyzed in the third step of the proposed method and correlated to indicators in order to compare changes resulting from the venture in each of the two scenarios presented by the company (Scenario 1 — without interference in spring PPA; and Scenario 2 — with direct intervention in PPA). The selection of indicators was based on the legislation at federal, state and local levels, on specific environmental functions defined in this assessment, on elements that were not addressed in the pre-existing studies made available by the company and on the likely constructive evolution of the work in the territory and in the environmental system (natural and anthropic). The concept of environmental indicator is the integrated representation of a certain set of data, information and knowledge about possible changes in the performance of environmental functions due to the venture. It communicates, in a simple and objective way, the essential features and the meaning of this activity in the progress, or regression, of the environmental condition (PNUMA, 2004). Table 3 presents the environmental functions of PPAs and the indicators in the comparative assessment of the venture's influence on these protected areas.

The fourth step lied on mapping springs and their respective PPAs based on a combination of techniques, geoprocessing tools and field data. Tools available in the GIS software were used to develop the Digital Terrain Model (Topo to Raster function of the ArcGIS 10.5 software), to generate the drainage network in the study site (TerraView Hidro 4.1.0 software), to rank the drainage network (Hydroflow 0.9 software), to extract the initial points of first-order channels

Table 3 – Environmental function (general and specific) of permanent preservation areas (PPA) and examples of indicators for comparative analysis of locational alternatives.

General environmental function (Forest Code)	Main specific environmental functions	Indicator	
		Name	Parameter
Preserving water resources	Maintaining water flow and recharge area	Interference in recharge area and runoff	Waterproofed area due to venture construction (m ² , ha)
		Interference in springs	Waterproofed area in comparison to the total area of the spring contribution basin (%)
			Spring flow (m ³ /s/; L/s)
			Number of springs whose contribution basins are potentially affected
	Groundwater depth variation	Groundwater depth (m)	
	Preserving the natural quality of water	Changes in the quality of water	pH, temperature, turbidity, DO and BOD values
Acting as natural biological filter of organic matter and enabling heavy metal retention	Changes in the natural biological filter capacity	Physical-chemical composition of sediments and leaf chemical composition in arboreal strata	
Preserving the landscape	Maintaining landscape structure and dynamics	Changes in landscape	Changes in land use in the study site (%)
	Ornamental and landscape effect	Changes in landscape	Advancement in rupture line or shoreline (cm, m)
Preserving biodiversity; enabling fauna and flora gene flow	Providing habitat, as well as fauna feeding and sheltering conditions	Vegetation cover index	Proportion of the vegetation cover area in comparison to the total area (%)
		Changes in the edge effect of fragments	Mean shape index of the fragments belonging to class “vegetation cover”, based on the area of fragments
	Forming and maintaining ecological corridors	Isolation of fragments	Mean distance from the nearest neighbor (m)
	Preserving the genetic heritage of typical hillside fauna and flora	Changes in the PPA area	PPA area (m ² , ha)
Preserving geological stability; protecting the soil	Protecting margins from erosion and sedimentation processes	Direct interference in PPA	Changes in land use in the PPA (%)
	Stabilizing hillsides	Incidence of erosive features (furrows, ravines and gullies)	Length, width and depth (m)
			Affected area (m ² or ha)
Outcropping water depth (cm, m)			
Assuring the well-being of human populations	Providing environmental services (provision, regulation, cultural and support)	Interference in environmental service provision	Changes in the quality of water in the watercourse

DO: Dissolved oxygen; BOD: Biochemical oxygen demand

(Feature Vertices to Points function of the ArcGIS 10.5 software), to validate data in orthogonal view (Global Mapper software) and to delimit the spring contribution basin (Hydrological Modeling function of the TerraView Hidro 4.1.0 software). In addition, the spring contribution basin was mapped, although it did not constitute a PPA, since the 50-m radius makes little contribution to water flow due to its small extension in comparison to the hydrographic basin encompassing it. Thus, the entire contribution area deserves attention as to the environmental functions it represents, notably the ones related to rainwater infiltration capacity (CALHEIROS *et al.*, 2004). In cases of intermittent springs, contribution basin protection tends to assure the temporal continuity of rainwater infiltration, percolation, storage and exfiltration processes, depending on the natural rhythm of the system (CARMO; FELIPPE; MAGALHÃES JUNIOR, 2014).

The last step lied on evaluating the project in the spring PPA and its mapped contribution basin. Based on the selected indicators and parameters, it was possible seeing that Scenario 1 tends to require larger vegetation suppression area and larger waterproofed surface, which can lead to changes in surface water runoff and in groundwater dynamics (responsible for recharging aquifers, for maintaining springs and for assuring the continuity of downstream watercourses) with predictions of relatively greater magnitude. Consequently, one can expect greater changes in the flow of watercourses originated by the spring, as well as greater variation in groundwater depth, greater reduction in the self-purification capacity of waterbodies, greater interference in

biodiversity, lesser landscape connectivity and greater interference in environmental service provision, mainly the ones directly linked to the availability of environmental resources from forest ecosystems, such as food and wild resource provision (buriti, açai, palmito-juçara, among others). Thus, Scenario 2 has shown to have lesser influence on the general and specific environmental functions of PPAs than Scenarios 1 and 0.

Results in the current study have technically substantiated the definition of the most viable location alternative, based on the environmental legislation. In addition, a series of recommendations and complementary actions focused on collecting data and information necessary to monitor the defined indicators and parameters was listed, namely: integrated monitoring of watercourse and spring flows that may be affected by the construction of the waste disposal area, as well as the integrated monitoring of the corresponding water levels and rainfall variations; use of collected data for studies about artificial recharge and ecological flow; diagnosis and monitoring of the composition and abundance of native forest and river system species. These actions will enable greater technical basis to help better understanding variables (biotic and abiotic, natural and anthropic) and possible interference in the investigated environmental functions. However, it is important emphasizing that, regardless of the category, PPAs are places whose fragility leads to negative impacts in case of anthropogenic changes in any of their physical and/or biological components; they tend to change their environmental functions in the short, mid or long-term, although sometimes in an indirect way.

CONCLUSION

The herein presented case studies highlight the importance of understanding the regional context of definitions available in the literature and of specific environmental functions of PPAs in the environmental assessment of changes resulting from the implementation of projects. Results have shown that each PPA is part of a system composed of several interdependencies, where consequences must be analyzed not only in the range protected by normative instruments but also in the dynamic and non-linear set they are inserted in. The analysis of ventures in PPAs, based on their environmental functions, allows understanding how these protected areas will be

directly or indirectly affected by them and it may indicate the need of expanding the area to be protected beyond the legally established one. In addition, the definition of specific indicators and parameters provides subsidies to compare changing trends due to the socio-environmental of PPAs' functions. It is possible concluding that the proposed method proved to be valid and efficient in the herein presented case studies, since it enabled recommending adjustments to the project prepared by the entrepreneur and technically subsidized the definition of the most viable locational alternative based on the environmental legislation about the functions of PPAs.

REFERENCES

- ALCÂNTARA, M. S. Áreas de preservação permanente e o direito à propriedade. *Revista da Procuradoria-Geral do Estado do Espírito Santo*, Vitória, 2019.
- AB'SÁBER, A. N. A terra paulista. *Boletim Paulista de Geografia*, São Paulo, n. 23, 1956.
- AB'SÁBER, A. N. O relevo brasileiro e seus problemas. In: AZEVEDO, A. (org.). *Brasil: a terra e o homem*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1964.
- AGRA FILHO, S. S.; MARINHO, M. M. D. O.; ORRICO, S. R. M.; SANTOS, F. C. Oportunidades de aprimoramento do processo de avaliação de impacto ambiental no Estado da Bahia. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 26, p. 33-43, 2012.
- ALVES, J. R. P. *Manguezais: educar para proteger*. Rio de Janeiro: FEMAR; SEMADS, 2001. 96 p.
- ARAÚJO, G. H. de S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. *Gestão Ambiental de áreas degradadas*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007. 320 p.
- BORGES, L. A. C. *Aspectos técnicos e legais que fundamentam o estabelecimento das Áreas de Preservação Permanente (APP)*. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.
- BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P.; PEREIRA, A. A.; COELHO JÚNIOR, L. M.; BARROS, D. A. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 41, n. 7, p. 1202-1210, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782011000700016>
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2002.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 02 ago. 1981.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 28 maio 2012.
- CALHEIROS, R. O.; TABAI, F. C. V.; BOSQUILIA, S. V.; CALAMARI, M. *Preservação e Recuperação das Nascentes*. Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ, 2004. 40 p.
- CARMO, L. G.; FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P. Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes: conflitos, lacunas e alternativas da legislação ambiental brasileira. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 34, n. 2, p. 275-293, 2014. <https://doi.org/10.5216/bgg.v34i2.31733>
- CARVALHO, A. P. F.; CARVALHO JR., O. A.; LEITE, L. L.; GUIMARÃES, R. F.; MARTINS, E. S. *Desenvolvimento de metodologia em SIG para zoneamento ecológico: estudo de caso da bacia do ribeirão do gama – DF*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2001. p. 19. (Documentos).
- CARVALHO, D. W. A função ambiental da propriedade: caráter conceitual para a modulação de conflitos socioambientais. *Revista de Direito da Cidade*, v. 10, n. 3, p. 1662-1691, ago. 2018. <https://doi.org/10.12957/rdc.2018.3308>
- CARVALHO, R. B.; RIOS, M. L.; SANTOS, D. B. Espacialização e caracterização do estado de conservação das nascentes da microbacia do Rio Fumaça – Município de Pindobaçu, Bahia. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 135-148, 2013.
- CASSETI, V. *Geomorfologia*. [2005]. Available at: <<https://geografiaambiental.files.wordpress.com/2010/12/geomorfologia.pdf>>. Access on: Jan. 2019.

- CAVALCANTI, A. P. B. Análise integrada das unidades paisagísticas na planície Deltaica do rio Parnaíba – Piauí/Maranhão. *Revista de Geografia da UFC*, ano 3, n. 6, 2004.
- CRESWELL, J. W. *Projeto de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto*. Tradução: M. Lopes. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010.
- CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, M. R. *Hidrologia Subterrânea*. Barcelona: Ediciones Òmega S.A, 1996.
- DANTAS, M. E. Biblioteca de relevo do território brasileiro. In: PEIXOTO, C. A. B. (org.). *Geodiversidade do Estado de São Paulo*. São Paulo: CPRM, 2010.
- DITT, E. H.; KNIGHT, J. D.; MOURATO, S.; PADUA, C. V.; MARTINS, R. R.; GHAZOUL, J. Defying legal protection of Atlantic Forest in the transforming landscape around the Atibainha reservoir, south-eastern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, v. 86, n. 3-4, p. 276-283, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.04.001>
- FELIPPE, M. F.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. Conflitos conceituais sobre nascentes de cursos d'água e propostas de especialistas. *Revista Geografias*, v. 9, n. 1, p. 70-81, 2013.
- FERREIRA, R. C.; LOPES, W. G. R.; ARAÚJO, J. L. L. A água como suporte para atividades de lazer e turismo: possibilidades e limitações da barragem Piracuruca no Estado do Piauí (Brasil). *Revista Ra'e Ga*, v. 25, p. 134-163, 2012. <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v25i0.28007>
- FLORENZANO, T. G. Introdução à geomorfologia. In: FLORENZANO, T. G. (org.). *Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia- MG: análise macroscópica. *Sociedade e Natureza*, Uberlândia, v. 17, n. 32, p. 103-120, jun. 2005.
- GUERRA, A. T. *Dicionário geológico-geomorfológico*. 8. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1993.
- GUIMARÃES, M. R. B. Possibilidades de intervenções em veredas no estado de Minas Gerais. *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XV, n. 99, 2012.
- HARTT, C. F. *Geology and physical geography in Brazil*. Boston: Fields, Osgood & Co., 1870.
- IKEMATSU, P.; BITAR, O. Y.; LONGO, M. H. C.; CAMPOS, S. J. A. M.; FERREIRA, A. L. Função ambiental das áreas de preservação permanentes no contexto do licenciamento ambiental de diferentes empreendimentos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL, 2016. *Annals [...]*. Ribeirão Preto, 2016a. 7 p.
- IKEMATSU, P.; CORRÊA, N. F.; TAVARES, T.; FACCINI, L. G.; TERRELL, D.; MONTEIRO, A. C. M. C.; LONGO, M. H. C. Aspectos técnicos para priorização de recursos em recuperação e conservação de nascentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 19., 2016. *Annals [...]*. Campinas, 2016b. 18 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Manual técnico de geomorfologia*. Rio de Janeiro: IBGE, 2009.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. (IPT). *Conceito de restinga aplicado à gestão de Áreas de Preservação Permanente APPs*. Parecer Técnico nº 15091-301. São Paulo: IPT, 2008.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. (IPT). *Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo*. Escala 1:1.000.000. São Paulo: IPT, 1981. 2 v.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. (IPT). *Mapeamento de áreas de risco de deslizamentos e inundações e de áreas de preservação permanente (APPs) em núcleos e loteamentos irregulares no Município de São Roque, SP*. Relatório Técnico 143.347-205. São Paulo: IPT, 2015.

- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. (IPT). *Relatório confidencial nº 146.520-205*. São Paulo: IPT, 2016.
- LAMPARELLI, C. C. (Coord.). *Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1998. 108 p.
- LIMA, T. M. J.; TOGNELLA, M. M. P. Estrutura e função dos manguezais: revisão conceitual. *Enciclopédia Biosfera*, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 1801-1827, 2012.
- MAGALHÃES, L. T. S.; GOMES, J. B. V.; VASCO, A. N.; AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. Caracterização geopedológica das áreas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 169-181, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.767>
- MARTINS, F. P.; SALGADO, A. A. R. Chapadas do Brasil: abordagem científica e conceitual. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 163-175, 2016. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v17i1.806>
- MELLO, S. S. As funções ambientais e as funções de urbanidade das margens de cursos d'água. *Oculum Ensaios*, n. 4, 2005.
- METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, v. 8, p. 92-99, 2010.
- MINAYO, M. C. S. (org). *Pesquisa social: teoria, método e criatividade*. Petrópolis: Vozes, 2000.
- MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. A viabilidade ambiental no licenciamento de empreendimentos perigosos no Estado de São Paulo. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 435-442, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000400012>
- OLIVEIRA, O. M. C. D.; CRUZ, M. J. M.; QUEIROZ, A. F. D. S. Comportamento geoquímico de metais em sedimentos de manguezal da Baía de Camamu, Bahia. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 13, n. 2, 2009. <http://dx.doi.org/10.14210/bjast.v13n2.p1-8>
- PEREIRA, P. H. V.; PEREIRA, S. Y.; YOSHINAGA, A.; PEREIRA, P. R. B. Nascentes: análise e discussão dos conceitos existentes. *Revista Eletrônica Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 7, n. 2, p. 139-151, 2011. <http://dx.doi.org/10.17271/19800827722011109>
- POREMBSKI, S.; MARTINELLI, G.; OHLEMÜLLER, R.; BARTHLOTT, W. Diversity and ecology of saxicolous vegetation mats on inselbergs in the Brazilian Atlantic rainforest. *Diversity and Distributions*, v. 4, n. 3, p. 107-119, 1998. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.00013.x>
- PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE (PNUMA); PREFEITURA DE SÃO PAULO (PMSP); SECRETARIA MUNICIPAL DO VERDE E DO MEIO AMBIENTE (SVMA). Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S.A. (IPT). *GEO Cidade de São Paulo: Panorama do meio ambiente urbano*. São Paulo: PMSP/SVMA; Brasília: PNUMA, 2004. 198 p.
- RESENDE, M.; CURTI, N.; RESENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. *Base para distinção de ambientes*. Viçosa: Neput, 1995. 304 p. SÁNCHEZ, L. E. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.
- SANTOS, A. R. As APPs associadas a nascentes: O que é uma nascente? Como identificá-la? *Ecodebate*, 2009.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; ROVAI, A. S.; COELHO-JR., C.; MENGHINI, R. P.; ALMEIDA, R. *Alguns impactos do PL 30/2011 sobre Manguezais brasileiros*. Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável, 2012.
- SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). *Mapa Geodiversidade: Subsídios ao Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Área de Afloramento do Aquífero Guarani no Estado de SP*. São Paulo: CPRM, 2013.

SOUZA, B. J. *Dicionário da terra e da gente do Brasil*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1939. Available at: <<https://bdor.sibi.ufrj.br/bitstream/doc/247/1/164%20%20PDF%20-%20OCR%20-%20RED.pdf>>. Access on: March 3rd, 2016.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMACE). *Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das Áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco*. Fortaleza: SEMACE, 2006.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). *International glossary of hydrology*. World Meteorological Organization, 2012.

VALENTE, O. F.; GOMES, M. A. *Conservação de nascentes: hidrologia e manejo de bacias hidrográficas de cabeceiras*. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005.



RURAL WORKERS EXPOSURE TO ORGANOPHOSPHATES AND CARBAMATES

EXPOSIÇÃO DE TRABALHADORES RURAIS A ORGANOFOSFORADOS E CARBAMATOS

Luciane Baierle Lorenzatto 

Mestra em Ciências da Saúde pela Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó), Santa Catarina, Brasil.

Maria Isabel Gonçalves da Silva 

Mestra em Ciências da Saúde pela Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Walter Antonio Roman Junior 

Docente do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências da Saúde da Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Sinval Adalberto Rodrigues Junior 

Docente do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências da Saúde da Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Clodoaldo Antônio De Sá 

Docente e coordenador do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências da Saúde da Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Vanessa da Silva Corralo 

Docente do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciências da Saúde da Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Vanessa da Silva Corralo – Servidão Anjo da Guarda, 295-D, Efapi – CEP 89809-900 – Chapecó (SC), Brasil – E-mail: vcorralo@unochapeco.edu.br

Recebido em: 12/09/2019

Aceito em: 13/02/2020

ABSTRACT

Pesticides are compounds widely used in agriculture, due the productive efficiency increase. However, these toxic compounds can exert negative effects to environment and human health. This work aim was analyzing the occupational exposure of rural workers to pesticides, through a descriptive-analytical study with cross-sectional and quantitative approach. The sample consisted of 63 farm workers. Socioeconomic profile characterization, pesticide management, and health conditions was carried out through interviews. After biological samples collection, erythrocyte acetylcholinesterase enzyme activity was assessed in two moments: pre- and post-exposure to pesticides in one of planting and harvesting cycle. Rural workers age mean was 48.1 ± 7.6 years. They reported using personal protective equipment, although incompletely or inadequately, and 46% reported pesticide poisoning. Mood disorders such as anxiety (50.3%) and depressive state (27.0%) were also reported by workers. There was a significant decrease in the activity of the erythrocyte acetylcholinesterase enzyme from 0.83 ± 0.06 delta pH/hour to 0.71 ± 0.11 delta pH/hour ($p < 0.05$). Individual comparison of enzyme activity values showed that 19.6% of the workers were intoxicated with carbamate and organophosphate. Contamination is attributed to the inadequate management of pesticides. Adopting measures to minimize intoxications and other harmful effects on the health of rural workers is considered urgent.

Keywords: agrochemicals; occupational exposure; biomarkers; acetylcholinesterase.

RESUMO

Os pesticidas são compostos amplamente utilizados na agricultura, por causa do aumento da eficiência produtiva, no entanto esses compostos tóxicos podem exercer efeitos negativos ao meio ambiente e à saúde humana. O objetivo deste trabalho foi analisar a exposição ocupacional de trabalhadores rurais a agrotóxicos, através de um estudo descritivo-analítico com abordagem transversal e quantitativa. A amostra foi composta de 63 trabalhadores agrícolas. A caracterização do perfil socioeconômico, o manejo de pesticidas e as condições de saúde foram realizados por meio de entrevistas. Após a coleta das amostras biológicas, a atividade da enzima acetilcolinesterase eritrocitária foi avaliada em dois momentos: pré e pós-exposição a pesticidas em um ciclo de plantio e colheita. A idade média dos trabalhadores rurais foi de $48,1 \pm 7,6$ anos. Eles relataram usar equipamentos de proteção individual, embora de forma incompleta ou inadequadamente, e 46% relataram intoxicação por agrotóxicos. Transtornos do humor como ansiedade (50,3%) e estado depressivo (27,0%) também foram relatados pelos trabalhadores. Houve uma diminuição significativa na atividade da enzima acetilcolinesterase eritrocitária de $0,83 \pm 0,06$ delta pH/hora para $0,71 \pm 0,11$ delta pH/hora ($p < 0,05$). A comparação individual dos valores da atividade enzimática mostrou que 19,6% dos trabalhadores estavam intoxicados com carbamatos e organofosforados. A contaminação é atribuída ao manejo inadequado de pesticidas. Considera-se urgente a adoção de medidas para minimizar intoxicações e outros efeitos nocivos à saúde dos trabalhadores rurais.

Palavras-chave: agrotóxicos; exposição ocupacional; biomarcadores; acetilcolinesterase.

INTRODUCTION

With the changes in the agricultural production process that have occurred in recent decades, especially with regard to the intensive use of pesticides, the damage caused to the environment has become increasingly evident (LOPES; ALBUQUERQUE, 2018; MAJOLO; REMPEL, 2018). As pesticides can contaminate water, air, and soil, the natural habitat of numerous species becomes altered, causing significant negative impacts on ecosystems. Fish, insects, amphibians, among other animals, suffer from poisoning by pesticides present in the environment (CHELINHO *et al.*, 2012; GONÇALVES *et al.*, 2015).

Similar to what happens with different species of animals in nature, the use of pesticides has affected human health, increasing the risk of diseases and work accidents related to intoxication, especially among rural workers (PIGNATI *et al.*, 2017). Rural workers represent the population group most exposed to pesticides and, consequently, most vulnerable to health problems resulting from poisoning with these compounds (MURUSSI *et al.*, 2014; STRELITZ; ENGEL; KEIFER, 2014). Among the health problems, the adverse effects on the central nervous system (CNS) and peripheral system, increased incidence of cancer, malformations, and endocrine and immune disorders can be mentioned (JONAS, 2015; KIM; KABIR; JAHAN, 2017; MOSTAFALOU; ABDOLLAHI, 2017). The greater susceptibility of this population group is related to

factors such as neglect in the use of personal protective equipment (PPE), since rural workers do not use it, or use equipment that is not appropriate, making them even more vulnerable to exposure to pesticides (SIQUEIRA *et al.*, 2013).

Organophosphates and carbamates are among the most used pesticides and the most frequently associated with occupational poisoning (LOZANO-PANIAGUA *et al.*, 2016). These substances act as inhibitors of the enzyme acetylcholinesterase (AChE), causing an accumulation of acetylcholine at cholinergic receptors. Thus, postsynaptic cholinergic transmission does not cease in adequate time, leading to hyperstimulation, which may trigger symptoms such as headache, tremors, dizziness, loss of consciousness and fainting (EDDLESTON *et al.*, 2012; ANDRADE FILHO; SOUZA, 2013; SIQUEIRA *et al.*, 2013).

The level of acetylcholinesterase enzyme activity in the blood becomes an important biomarker to demonstrate the exposure to pesticides of the organophosphate and carbamate classes, still used despite their harmful effects on health (MURUSSI *et al.*, 2014; MAGNARELLI, 2015). In this sense, the objective of this study was to analyze occupational exposure to pesticides and the relationship between exposure and levels of the enzyme acetylcholinesterase in rural workers in western Santa Catarina.

MATERIALS AND METHODS

This is a descriptive-analytical study with a cross-sectional and quantitative approach involving rural workers occupationally exposed to pesticides.

Population, sample, and selection

The study population consisted of 658 male rural workers from a rural municipality in western Santa Catarina, aged between 19 and 60 years (SISAB, 2017). The G* Power 3.1 software was used to calculate the sample size. A significance level of 5%, test power of 80.0%, equal standard deviations in pre- and post-exposure scores, and a correlation coefficient of 0.30 (minimum value to be detected in the consistency assessment) were considered. Based

on this calculation, although the minimum sample size required was 35 participants, 63 rural workers were included. For the constitution of the sample, the subjects were drawn from random numbers generated on a website generating random numbers. Each participant drawn to compose the sample was visited at home by a researcher properly trained to perform data collection.

Ethical aspects

This study followed resolution 466 / CNS / 2012 (BRASIL, 2012), of the National Health Council of Brazil, which establishes guidelines to preserve the dignity, rights, security, and well-being of research participants. This study was approved by the Research Ethics Committee Involving Human Beings of Unochapecó University (protocol number 2100319).

Interview and data collection instrument

Initially, rural workers answered a questionnaire applied in the form of interviews, with questions related to socioeconomic and demographic characteristics, knowledge about the use of pesticides, and health conditions. The application of the questionnaire occurred in an individualized way at the worker's home.

The socioeconomic profile was evaluated through the application of the questionnaire based on the Brazilian Economic Classification Criteria of the Brazilian Association of Research Companies (*Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa* — ABEP). These criteria are based on an economic classification tool that uses a survey of the characteristics of the household (pres-

Enzyme dosage

To determine exposure to carbamate and organophosphate classes pesticides by measuring the enzymatic activity of erythrocyte acetylcholinesterase, two 4-mL blood samples were collected in EDTA tubes at the outpatient clinic of the municipality's Health Unit, in two moments. The first collection of blood samples occurred before the agricultural planting period (pre-exposure) and the second collection occurred after five months, at the end of the harvest (post-exposure). AChE enzyme activity was analyzed by the potentiometric method, which allows quantifying from electrodes, the pH variation of a medium containing the sample (erythrocyte solution) and the acetylcholine substrate. The enzyme acetylcholinesterase present

Statistical analysis

Data were presented as means and respective standard deviations or absolute and relative frequencies (%). The normality of the continuous data was analyzed by the Shapiro-Wilk test. The Wilcoxon test for related

All subjects in the sample were informed about the objectives and procedures of the study and signed an Informed Consent Form, in two copies, authorizing their participation in the research. A copy of the term was given to the participant and another was under the responsibility of the researchers, together with all the data collected in the study.

ence and quantity of some domestic comfort items and level of education of the head of the family) to differentiate the population (ABEP, 2015). Each item of the instrument is scored and, at the end, the results are added up and the individual's socioeconomic classification is performed, observing the following cutoff points: class A: 45-100 points; class B1: 38-44 points; class B2: 29-37 points; class C1: 23-28 points; class C2: 17-22 points; and classes D-E: 0-16 points (ABEP, 2015).

During data collection, collections of blood samples were scheduled for further analysis of acetylcholinesterase activity.

in erythrocytes should hydrolyze acetylcholine and, as a consequence, release acetic acid. The acidification of the medium promotes quantifiable pH variation, which can be measured by an acid-sensitive electrode, and the enzymatic activity can be expressed as pH variation per hour (delta pH/h). The normal reference values range from 0.58 to 0.95 delta pH/h for men (MICHEL, 1949; HOLAS *et al.*, 2012).

According to Ribeiro and Mella (2007), it is necessary to perform the pre-exposure baseline test in workers who will have contact with organophosphates and carbamates, considering that the cholinesterase basal levels vary from one person to another.

samples was used to compare pre- and post-exposure data. The Statistical Package for the Social Sciences (SPSS®), version 20.0 was used for all analyses. The significance level was set at 5% ($p < 0.05$).

RESULTS AND DISCUSSION

Characterization of the study population and contact with pesticides

The study sample consisted of 63 rural male workers, with a mean age of 48.1 ± 7.6 years, of whom 92.1% were married. Regarding education, 39.7% had elementary education and 28.6% had primary education. In general, 68.3% of the subjects in the sample studied for up to eight years. Most workers were classified in the middle and low economic classes, with 57.1% in class B (B1 and B2) and 38.0% in class C (C1 and C2).

The average pesticide exposure time for rural workers in the present study was 24.8 ± 8.3 years. Although 95.2% of individuals reported using PPE, these were not always adequate or sufficient to protect them from pesticides (Table 1). Only 39.7% used the mask with a filter that provides effective protection, 79.0% stated they used gloves, 20.6% used goggles, and 88.9% mentioned the use of coveralls (Table 1). These data demonstrate a high degree of vulnerability of these workers due to the conditions under which they are exposed to pesticides, a condition also observed in other studies (SIQUEIRA *et al.*, 2013; WAHLBRINCK; BICA; REMPEL, 2017; CORCINO *et al.*, 2019).

The workers reported that the non-use of PPE is related to the fact that some equipment causes thermal discomfort, making it difficult to perform the tasks. For this reason, especially in small rural communities, it is common to find rural workers without PPE during the handling and application of pesticides, despite the mandatory use of such equipment.

It is important to consider that washing the PPE is also an important source of contamination because the PPE is washed and stored by other people in the family, usually the wife. Another worrying aspect is the washing of clothes used during the application of pesticides, since 41.3% of workers stated that their clothes were washed together with those of the family (GONÇALVES; MELO, 2014).

Farmworkers were also asked about direct skin contact with pesticides, and 66.7% admitted that such contact occurred at the time of preparation or application of the pesticide, and such contact occurred in many parts of the body (64.3% on the hands, 33.3% on the face, 21.1% on the back, 7.1% on the legs and arms, and 2.4% on the neck). These data also indicate the incorrect use of PPE by the participants.

The inappropriate use of PPE leaves workers exposed to the absorption of pesticides that can occur through the dermal, respiratory and oral routes, and can lead to acute and/or chronic poisoning (CARGNIN; ECHER; SILVA, 2017). In this sense, the relevance of hygiene measures after the manipulation of pesticides is an important action to reduce the possibility of contamination and absorption of products by the usual routes of entry into the human body.

Workers were also asked about training to work with pesticides, as well as handling empty containers (Table 2). Regarding training on the use of pesticides

Table 1 – Personal protective equipment used by rural workers living in a municipality in western Santa Catarina (2018).

Personal protective equipment	N	%
Simple mask	33	52.4
Mask with filter	25	39.7
Gloves	50	79.0
Boots	57	90.5
Glasses	13	20.6
Coveralls	56	88.9
Impervious apron	25	39.7

and the necessary care in handling them, only 54.0% of workers reported having received information, of which 47.0% stated that the training was carried out by the company that sold the products and 52.9% by other institutions, such as the Municipal Secretariat of Agriculture and the Agricultural Research and Rural Extension Company of Santa Catarina (*Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina* — EPAGRI). The guidelines provided by the selling company basically consisted of the number of products that should be applied to the crops.

Adequate technical assessment of the existence of problems related to the attack of insects and diseases harmful to plantations and the real need for the use of pesticides, as well as technical guidance on the use of pesticides as a means of control, are important measures to prevent accidents and pesticide-related poisonings (JACOBSON *et al.*, 2009; SIQUEIRA *et al.*, 2013).

Handling empty containers also requires special attention. According to NBR 13968 (ABNT, 1997), the containers must be washed three times and returned to the manufacturer. In this sense, 98.4% of the rural workers interviewed stated that they perform the triple washing of empty containers and 68.3% reported discarding the washing water using the product's own application equipment (Table 2).

Although workers were aware of the importance of triple washing and subsequent return of containers to the place where they were purchased, a considerable number of workers (30.2%) declared to discard water in inappropriate places such as close to homes and streams (Table 2). This fact is quite worrying, as these actions imply an increased risk of contamination by other family members, besides domestic animals and water, as observed in previous studies (SIQUEIRA *et al.*, 2013; MIRANDA, 2016).

Table 2 – Characterization of training and management of empty containers by rural workers in a municipality in western Santa Catarina, 2018.

Variables	N	%
Training to work with pesticides		
Yes	34	54.0
No	29	46.0
Provider of the training*		
Selling company	16	47.0
Others	18	52.9
Disposal of empty containers		
Return to the provider	60	95.2
Storage	3	4.8
Triple wash		
Yes	62	98.4
Place of elimination of triple washing water		
Spray	43	68.3
Ground/place where it is washed	19	30.2
Others	1	1.3

*Only workers who said to have received training responded this item.

The results of the present study also made it possible to know the type of destination given to empty containers. In 95.2% of cases, respondents reported returning the packaging to the place of purchase, according to the law. Moreover, rural workers reported being aware of the existence of the law that determines the correct disposal of pesticide packaging.

Adequate disposal is considered to go beyond a conscious attitude toward compliance with the law,

Types of pesticides used by workers

Rural workers were asked about the types of pesticides used. Farmers use an average of 6.4 ± 4.1 types of pesticides, with those using less using only one type and those using more using 24 different types. Different formulations were mentioned, including all classes of pesticides, such as insecticides, fungicides, herbicides, poison for ants, termiticides and growth regulators. It is worth mentioning that the participants cited the commercial names of the pesticides and, subsequently, a search was made in the monographs provided by the National Health Surveillance Agency (*Agência Nacional de Vigilância Sanitária* — ANVISA) on the active ingredients (AI), chemical groups, toxicological classification, among other information. Fifty-eight active ingredients were mentioned, and the 10 most cited are described in Table 3.

which establishes the rules for the return of empty packaging according to the instructions on the package inserts (Law No. 7,082, of July 11th, 1989, and Decree No. 9,974, of June 6th, 2000). The deadline for disposal is up to one year from the date of purchase. A longer term is only possible if authorized by the regulatory agency (BRASIL, 2000). Failure to comply with this law can result in fines for the farmer, dealer and even the pesticide manufacturer.

The herbicide glyphosate was the substance most cited by rural workers, and all the interviewees mentioned the use on their farms. Although glyphosate is classified as little toxic (Class IV), it has been in the process of toxicological re-evaluation by ANVISA since 2008 due to indications of its carcinogenic potential and other human health hazards. For this reason, its use will be banned in France from 2022 (BOMBARDI, 2017). It is also worth noting that three of the ten active principles most cited belong to the toxicological classifications I and II (extremely and highly toxic, respectively).

Other active ingredients cited by rural workers in the present study, such as 2,4-D and abamectin, paraquat and acephate, which are on the list of the ten best-selling agrochemicals in Brazil, were reassessed by ANVISA, and their use was kept restricted after the evaluation.

Table 3 – Active ingredients used by rural workers living in a municipality in western Santa Catarina, 2018.

Active ingredients	Chemical group	Toxicological classification
Glyphosate	Substituted glycine	Class IV
Trifloxystrobin	Strobilurin	Class II
Prothioconazole	Triazolinethione	Class IV
Lambda-cyhalothrin	Pyrethroid	Class III
Methomyl	Oxime methyl carbamate	Class I
Thiamethoxam	Neonicotinoid	Class III
Chlorantraniliprole	Anthranilamide	Class III
2,4-D	Aryloxyalkanoic acid	Class I
Paraquat	Bipyridylum	Class III
Diuron	Urea	Class III

In the European Union (EU), they were banned in 2009 and 2003, respectively. The thiamethoxam insecticide, the sixth most used by the population studied, was also banned in the EU (CARNEIRO, 2015; BOMBARDI, 2017).

The active ingredients used by the rural workers participating in the study belonged to the following toxicological classifications: 46.5% class III, 27.6% class II, 13.8% class I; and 12.1% class IV. The use of a high number of active ingredients belonging to toxicological classes I and II (41.4%) indicates that the population is exposed to highly harmful substances. However, in most cases, these substances can be replaced by less toxic compounds.

According to Hess (2018), many products registered with ANVISA belong to toxicological classes III and IV, which meet most of the demands of farmers and with

less toxicity. Therefore, the authorized use of highly toxic active substances (classes I and II) is not justified because they can be replaced by products with lower toxicity.

In addition, the main chemical groups used were pyrethroids and triazole, with six ingredients each, followed by organophosphates, carbamates, and strobilurin, with four active ingredients each group, and the neonicotinoids with three active ingredients. It should also be noted that of the 58 active ingredients mentioned, only eight belonged to the chemical groups of organophosphates and carbamates, which cause changes in the activity of the enzyme acetylcholinesterase, with the possibility of acute intoxications. For the other chemical groups used by rural workers, there are no specific biomarkers for the identification of acute or chronic poisoning.

Characterization of the effects of pesticides on population health

Table 4 shows that the population with occupational exposure to pesticides presented intoxication conditions, with 26 signs/symptoms reported after handling or applying pesticides. Data analysis showed a significant prevalence of intoxication reported by rural workers (46%). Other Brazilian studies found lower prevalence rates of poisoning, ranging from 11 to 22% (FARIA, 2012; CABRAL, 2012; BURALLI, 2016).

Signs and symptoms of poisoning related to exposure to similar pesticides were also found in other studies (CABRAL, 2012; OLIVEIRA, 2017). The signs and symptoms cited by the workers are linked to acute poisoning (nausea, vomiting, headache, salivation, tremors, mental confusion, convulsion, among others) and chronic poisoning (agitation, weakness, respiratory diseases).

Some of these symptoms may be related to poisoning by cholinesterase inhibitors. Early symptoms related to the CNS include headache, dizziness, agitation, tremors, muscle weakness, fatigue, cramps and excessive salivation, which is a common muscarinic signal (ALONZO; CORRÊA, 2014).

It is important to emphasize that 29 workers (46%) reported intoxication, however, when analyzing the symptoms mentioned (Table 4), 37 workers reported feeling discomfort (58.8%), 34 reported headache (54%), and 31 reported nausea (49.2%), these were typical of mild acute poisoning. Buralli (2016) demonstrated in his

study that, although a minority of workers reported poisoning by exposure to pesticides, a considerable number of workers reported having experienced various signs and symptoms characteristic of the poisoning.

The fact that farmworkers do not understand these signs as a possible poisoning reveals that the damages are not always perceived, or their occurrence is not given due importance. There is great misinformation among workers about the use and dangers of pesticides. They also show to be afraid of recognizing the symptoms of poisoning, and do not seek medical care or do not admit that the symptoms they have may be related to the use of these substances (LONDRES, 2011).

As to the occurrence of health problems, there was a high number (50.8%) of workers with anxiety. It is of fundamental importance to highlight the occurrence of behavioral disorders as an effect of exposure to pesticides. Such disorders include anxiety, irritability, attention disorders, and sleep disorders. In an epidemiological study, Faria *et al.* (2000) quantitatively demonstrated a strong association between pesticide poisoning and minor psychiatric disorders such as nervousness, anxiety, and discouragement.

Regarding depression, this study demonstrated that 27.0% of rural workers mentioned this disease and reported the use of antidepressants. When compared to the urban male population, the situation is even

more worrying. A study conducted in an urban population estimated that the prevalence of depression was 12.7% among men (PRADO *et al.*, 2012). In this study, the value found for the male population was more than double (27%), suggesting that rural work-

ers are more susceptible to the occurrence of depression than urban workers.

The high prevalence of signs and symptoms evidenced in the present study indicates that the health of rural

Table 4 – List of signs and symptoms reported by rural workers residing in a municipality in western Santa Catarina after handling/applying pesticides, 2018.

Variables	N	%
Reported intoxication	29	46.0
Malaise	37	58.8
Headache	34	54.0
Nausea	31	49.2
Weakness	27	43.0
Salivation	26	41.3
Eye irritation	25	39.7
Shaking	24	38.0
Dizziness	24	38.0
Vomiting	19	30.1
Tremors	19	30.1
Sweating	17	27.0
Colic	15	23.8
Tingling	14	22.2
Blurry vision	14	22.2
Palpitation	13	20.6
Diarrhea	12	19.0
Numbness	11	17.5
Cough	11	17.5
Skin irritation	10	15.9
Shortness of breath	10	15.9
Chest pain	7	11.1
Cramps	5	8.0
Mental confusion	5	8.0
Others	3	4.7
Convulsion	2	3.1
Uncoordinated movements	1	1.6

workers is compromised and conditioned to the intensive use of pesticides. According to Gomes Filho Neto, Andrade and Felden (2018), understanding the relationship between poisoning and diseases (mental or not) associated with the use of pesticides, is essential for health and occupational safety professionals to act

Evaluation of the erythrocyte acetylcholinesterase enzyme activity

According to Ribeiro and Mella (2007), a baseline test is necessary before exposure of workers who will have contact with organophosphate and carbamate pesticides, considering that baseline levels of cholinesterase vary from one person to another.

The analysis of the activity of the erythrocyte AChE and the comparison of its values before and after exposure are shown in Figure 1.

The activity of the AChE enzyme reduced from 0.83 ± 0.06 delta pH/hour in pre-exposure to 0.71 ± 0.11 delta pH/hour in post-exposure (Figure 1). Wilcoxon's nonparametric test indicated a statistically significant ($p < 0.05$) decrease in post-exposure AChE values as compared to the pre-exposure values. The decrease in enzyme activity ($p < 0.05$), suggests that rural workers were contaminated by pesticides of the organophosphate and carbamate classes.

This statistically significant decrease indicates that rural workers exposed to pesticides are vulnerable to the harmful action of these substances. It should be noted that the determination of acetylcholinesterase activity

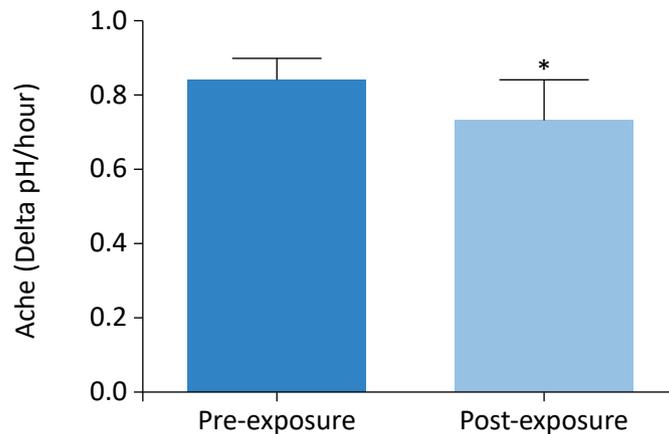
preventively and minimize damage to workers. Exposure to pesticides should be seen as a risk determinant for the health of rural workers, and as such, requires public health programs aimed at promoting the health of this population (SILVA, 2013).

constituted an appropriate indicator to monitor the exposures to these pesticides, but it is not suitable for pesticides from other chemical groups.

When the results of the enzymatic dosages of each individual worker were compared, 12 workers (19.6%) were poisoned as indicated by the enzymatic activity with a reduction greater than or equal to 30%, in accordance with the NR-7 (BRASIL, 2013).

These data indicate that the inadequate management of pesticides by rural workers allowed a significant absorption of organophosphates and carbamates after exposure. Other studies found between 3.6 and 4.6% of the sample presenting a reduction greater than 30% in acetylcholinesterase levels (OLIVEIRA-SILVA *et al.*, 2001; NASCIMENTO, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2013; NERILO *et al.*, 2014).

It is important to note that thousands of farmers are intoxicated as a result of exposure to pesticides worldwide (OPAS; OMS, 2018), which has generated great concern for several countries and also for the World Health Organization (KOS *et al.*, 2013). The potential



*Statistically significant difference ($p < 0.05$).

Figure 1 – Dosage of erythrocyte acetylcholinesterase enzyme activity in rural workers of a municipality in western Santa Catarina pre- and post-exposure to pesticides, 2018.

toxicity of organophosphates and carbamates has been demonstrated in several studies that have shown significant reductions in acetylcholinesterase activity in exposed rural workers, making the problem of poisoning by these compounds even more evident (OLIVEIRA-SILVA et al., 2001; DHANANJAYAN et al., 2012; MURUSSI et al., 2014; NERILO et al., 2014; KLEIN et al., 2018).

In this study, the analysis of erythrocyte acetylcholinesterase activity indicates that farmworkers are vulnerable to pesticide contamination and may suffer health damage over time. A significant reduction in enzyme activity after exposure indicates inadequate handling of pesticides and unsatisfactory use of protective equipment that allowed an important absorption of these compounds.

CONCLUSIONS

The results show that exposure to pesticides can have serious health consequences. Acknowledging the complexity of the problem and the adoption of more sustain-

able and responsible agricultural alternatives are urgently needed in order to reduce the use of these substances and the damage to human health and the environment.

CONFLICT OF INTERESTS

All authors declare no conflicting interests.

ACKNOWLEDGEMENT

To the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and the Community Uni-

versity of the Chapecó Region (Unochapecó) for financial support.

REFERENCES

- ALONZO, H.G.A.; CORRÊA, C.L. Praguicidas. In: OGA, S. et al. (orgs.). *Fundamentos de Toxicologia*. 4ª ed. São Paulo: Atheneu, 2014. p. 323-341.
- ANDRADE FILHO, A.; SOUZA, S.D. Anticolinesterásicos. In: ANDRADE FILHO, A.; CAMPOLINA, D.; DIAS, M.B. (orgs.). *Toxicologia na Prática Clínica*. 2ª ed. Belo Horizonte: Folium, 2013. p. 89-98.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE PESQUISA (ABEP). *Critério de classificação econômica Brasil*. Rio de Janeiro: ABEP, 2015. Disponível em: <<http://www.abep.org/criterio-brasil>>. Acesso em: 2 jul. 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13968: embalagem rígida vazia de agrotóxico: procedimento de lavagem*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- BOMBARDI, L.M. *Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia*. São Paulo: USP, 2017. 296 p. Disponível em: <<http://conexaoagua.mpf.mp.br/arquivos/agrotoxicos/05-larissa-bombardi-atlas-agrotoxico-2017.pdf>>. Acesso em: 20 maio 2019.
- BRASIL. *Documento Orientador para a Implementação da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos*. Brasília: Ministério da Saúde, 2013. Disponível em: <http://renastonline.ensp.fiocruz.br/sites/default/files/arquivos/recursos/Documento%20orientador%20Vig%20Pop%20Agrotox_Vigipeq_completo2013.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2019.
- BRASIL. *Lei nº 9.974, de 6 de junho de 2000*. Altera a Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Brasília: Presidência da República, 2000. Disponível em: <<https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=3653399&ts=1559239802921&disposition=inline>>. Acesso em: 23 ago. 2019.

BRASIL. *Resolução nº 466, de 12 de dezembro de 2012*. 2012. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/cns/2013/res0466_12_12_2012.html>. Acesso em: 23 mar. 2019.

BURALLI, R.J. *Avaliação da condição respiratória em população rural exposta a agrotóxicos no município de São José do Ubá, estado do Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-05022016-145230/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jun. 2019.

CABRAL, E.R.M. *Exposição aos agrotóxicos: implicações na saúde de trabalhadores agrícolas de uma região de Campinas-SP*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Médicas da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/jspui/bitstream/REPOSIP/308170/1/Cabral_ElizabethReginadeMelo_M.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2019.

CARGNIN, M.C.S.; ECHER, I.C.; SILVA, D.R. Fumicultura: uso de equipamento de proteção individual e intoxicação por agrotóxico. *Revista Cuidado é Fundamental Online*, v. 9, n. 2, p. 466-472, 2017. <http://dx.doi.org/10.9789/2175-5361.rpcfo.v9.5444>

CARNEIRO, F.F. (org.). *Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde*. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

CHELINHO, S.; LOPES, I.; NATAL-DA-LUZ, T.; DOMENE, X.; NUNES, M.E.T.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; RIBEIRO, R.; SOUSA, J.P. Integrated ecological risk assessment of pesticides in tropical ecosystems: A case study with carbofuran in Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, n. 2, p. 437-445, 2012. <https://doi.org/10.1002/etc.738>

CORCINO, C.O.; TELES, R.B.A.; ALMEIDA, J.R.G.S.; LIRANI, L.S.; ARAÚJO, C.R.M.; GONSALVES, A.A.; MAIA, G.L.A. Avaliação do efeito do uso de agrotóxicos sobre a saúde de trabalhadores rurais da fruticultura irrigada. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 24, n. 8, p. 3117-3128, 2019. <https://doi.org/10.1590/1413-81232018248.14422017>

DHANANJAYAN, V.; RAVICHANDRAN, B.; ANITHA, N.; RAJMOHAN, H.R. Assessment of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in blood plasma of agriculture workers. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, v. 16, n. 3, p. 127-130, 2012. <https://dx.doi.org/10.4103%2F0019-5278.111755>

EDDLESTON, M.; BATEMAN, D.N. Pesticides. *Medicine*, v. 40, n. 3, p. 147-150, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.mpmed.2011.12.029>

FARIA, N.M.X. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: prioridades para uma agenda de pesquisa e ação. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, v. 37, n. 125, p. 17-50, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0303-76572012000100005>

FARIA, N.M.X.; FACCHINI, L.A.; FASSA, A.G.; TOMASI, E. Processo de produção rural e saúde na serra gaúcha: um estudo descritivo. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 16, n. 1, p. 115-128, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2000000100012>

GOMES FILHO NETO, M.; ANDRADE, R.D.; FELDEN, E.P.G. Trabalho na agricultura: possível associação entre intoxicação por agrotóxicos e depressão. *Perspectiva: Ciência e Saúde*, v. 3, n. 1, p. 69-82, 2018.

GONÇALVES, M.W.; VIEIRA, T.B.; MACIEL, N.M.; CARVALHO, W.F.; LIMA, L.S.; GAMBALE, P.G.; DA CRUZ, A.D.; NOMURA, F.; BASTOS, R.P.; SILVA, D.M. Detecting genomic damages in the frog *Dendropsophus minutus*: preserved versus perturbed areas. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 5, p. 3947-3954, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3682-1>

GONÇALVES, S.J.C.; MELO, J.B. Fatores que predispõem a intoxicação por agrotóxicos no município de Paty do Alferes. *Revista Pró-univerSUS*, v. 5, n. 2, p. 25-35, 2014.

HESS, S.C. (org.). *Ensaio sobre poluição e doenças no Brasil*. São Paulo: Outras Expressões; 2018.

HOLAS, O.; MUSILEK, K.; POHANKA, M.; KUČA, K. The progress in the cholinesterase quantification methods. *Expert Opinion on Drug Discovery*, v. 7, n. 12, p. 1207-1223, 2012. <https://doi.org/10.1517/17460441.2012.729037>

JACOBSON, A.; Foster, R.; KRUPKE, C.; Hutchison, W.; Pittendrigh, B.; Weinzierl, R. Resistance to pyrethroid insecticides in *Helicoverpa zea* (Lepidoptera: Noctuidae) in Indiana and Illinois. *Journal of Economic Entomology*, v. 102, n. 6, p. 2289-2295, 2009.

JONAS, M.F.J. *Agricultura e saúde: uma abordagem sobre o perfil de saúde do agricultor da zona rural de Brazlândia*. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015. Disponível em: <http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UNB_911ddce9830ab32d1b518c76f902d450>. Acesso em: 5 ago. 2019.

KIM, K.; KABIR, E.; JAHAN, S.A. Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 525-535, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>

KLEIN, B.N.; STAUDT, K.J.; MISSIO, R.; HAMMAD, M.P.; ALVES, I.A. Análise do impacto do uso de organofosforados e carbamatos em trabalhadores rurais de um município da região noroeste do estado do Rio Grande do Sul. *Acta Toxicológica Argentina*, v. 26, n. 3, p. 117-125, 2018.

KOS, M.I.; HOSHINO, A.C.; ASMUS, C.I.F.; MENDONÇA, R.; MEYER, A. Efeitos da exposição a agrotóxicos sobre o sistema auditivo periférico e central: uma revisão sistemática. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 29, n. 8, p. 1491-1506, 2013. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00007013>

LONDRES, F. *Agrotóxico no Brasil, um guia para ação em defesa da vida*. Rio de Janeiro: Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011. 190 p.

LOPES, C.V.A.; ALBUQUERQUE, G.S.C. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde em Debate*, v. 42, n. 117, p. 518-534, 2018. <https://doi.org/10.1590/0103-1104201811714>

LOZANO-PANIAGUA, D.; GÓMEZ-MARTÍN, A.; GIL, F.; PARRÓN, T.; ALARCÓN, R.; REQUENA, M.; LACASAÑA, M.; HERNÁNDEZ, A.F. Activity and determinants of cholinesterases and paraoxonase-1 in blood of workers exposed to non-cholinesterase inhibiting pesticides. *Chemico-Biological Interactions*, v. 259, parte B, p. 160-167, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cbi.2016.04.008>

MAGNARELLI, G. Exposición ambiental a plaguicidas: biomarcadores em matrices de la tríada madre-placenta-feto. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, v.49, n. 1, p. 39-53, 2015.

MAJOLO, F.; REMPEL, C. Impact of the use of pesticides by rural workers in Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 50, p. 1-25, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180357>

MICHEL, H.O. An electrometric method for the determination of red blood cell and plasma cholinesterase activity. *Journal of the Laboratory Clinical Medicine*, v. 34, p. 1564-1568, 1949.

MIRANDA, C. *A utilização de agrotóxicos nos municípios de Jataí e Perolândia (GO): embasamento legal e impacto na saúde pública*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/6119>>. Acesso em: 6 ago. 2019.

MOSTAFALOU, S.; ABDOLLAHI, M. Pesticides: an update of human exposure and toxicity. *Archives of Toxicology*, v. 91, n. 2, p. 549-599, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00204-016-1849-x>

MURUSSI, C.; HORN, R.C.; SANTI, A.; CLASEN, B.E.; REIS, G.; SOUZA, D.; BORTOLOTTI, J.W.; MANFIO, C.E.; LORO, V.L. Alterações em marcadores oxidativos, antioxidantes endógenos e na atividade da enzima acetilcolinesterase em trabalhadores rurais expostos a pesticidas agrícolas - um estudo piloto. *Ciência Rural*, v. 44, n. 7, p. 1186-1193, 2014. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20130516>

NASCIMENTO, R.M. do. *Impacto dos Agrotóxicos na Contaminação Ambiental da Produção de Hortaliças na Baixo Rio Natuba, Pernambuco*. 167f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

NASCIMENTO, R.M. do; MONTENEGRO, S.M.G.; LYRA, M.R.C.C.; SILVA, J.A.; SILVA, J.C.; MARQUES, J.G.C. Intoxicação por Agrotóxicos na Sub-bacia do Natuba, município de Vitória de Santo Antão (PE), Brasil. *Natural Resources*, Aquidabã, v. 3, n. 2, 2013. <https://doi.org/10.6008/ESS2237-9290.2013.002.0040>

NERILO, S.B.; MARTINS, F.A.; NERILO, L.B.; SALVADEGO, V.E.C.; ENDO, R.Y.; ROCHA, G.H.O.; MOSSINI, S.A.G.; JANEIRO, V.; NISHIYAMA, P.; MACHISNKI JUNIOR, M. Pesticide use and cholinesterase inhibition in small-scale agricultural workers in southern Brazil. *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 50, n. 4, p. 783-791, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1984-82502014000400014>

OLIVEIRA, L. *Avaliação da prevalência de sintomas gastrointestinais e cardiovasculares em trabalhadores rurais expostos e não expostos à agrotóxicos no Vale de Cuncas, Barro-CE*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Católica de Santos, Santos, 2017. Disponível em: <<http://biblioteca.unisantos.br:8181/handle/tede/3801>>. Acesso em: 8 jul. 2019.

OLIVEIRA-SILVA, J.J.; ALVES, S.R.; MEYER, A.; PEREZ, F.; SARCINELLI, P.N.; MATTOS, R.C.O.C.; MOREIRA, J.C. Influence of social-economic factors on the pesticide poisoning, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 35, n. 2, p. 130-135, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102001000200005>

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS); ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). *OPAS/OMS destaca importância da atuação conjunta dos setores da saúde, agricultura e meio ambiente na regulamentação de agrotóxicos*. 2018. Disponível em: <https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5756:opas-oms-destaca-importancia-da-atuacao-conjunta-dos-setores-da-saude-agricultura-e-meio-ambiente-na-regulamentacao-de-agrotoxicos&Itemid=839>. Acesso em: 5 set. 2019.

PIGNATI, A.W.; LIMA, F.A.N.S.; LARA, S.S.; CORREA, M.L.M.; BARBOSA, J.R.; LEÃO, L.H.C.; PIGNATTI, M.G. Spatial distribution of pesticide use in Brazil: a strategy for Health Surveillance. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017. <https://doi.org/10.1590/1413-812320172210.17742017>

PRADO, J.D.A.; KERR-CORRÊA, F.; LIMA, M.C.P.; SILVA, G.G.A.; SANTOS, J.L.F. Relations between depression, alcohol and gender in the Metropolitan Region of São Paulo, Brazil. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 17, n. 9, p. 2425-2434, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000900023>

RIBEIRO, A.C.C.; MELLA, E.A.C. Intoxicação ocupacional por organofosforados – a importância da dosagem de colinesterase. *Iniciação Científica Cesumar*, v. 9, n. 2, p. 125-134, 2007.

SILVA, H.G.A. *Avaliação genotóxica dos pesticidas metomil e cipermetrina: efeitos agudos in vivo*. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Humana e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/10559>>. Acesso em: 5 ago. 2019.

SIQUEIRA, D.F.; MOURA, R.M.; LAURENTINO, G.E.C.; ARAÚJO, A.J.; CRUZ, S.L. Análise da exposição de trabalhadores rurais a agrotóxicos. *Revista Brasileira Promoção Saúde*, v. 26, n. 2, p. 182-191, 2013. <https://doi.org/10.5020/18061230.2013.p182>

SISTEMA DE INFORMAÇÃO DA ATENÇÃO BÁSICA DE CAXAMBU DO SUL (SISAB). *Portal*. Caxambu do Sul: SISAB, 2017.

STRELITZ, J.; ENGEL, L.S.; KEIFER, M.C. Blood acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase as biomarkers of cholinesterase depression among pesticide handlers. *Occupational and Environmental Medicine*, v. 71, n. 12, p. 842-847, 2014. <https://doi.org/10.1136/oemed-2014-102315>

WAHLBRINCK, M.G.; BICA, J.B.; REMPEL, C. Percepção dos agricultores do município de imigrante (RS) sobre os riscos da exposição a agrotóxicos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 72-84, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170128>



POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA ASSOCIADA AO MATERIAL PARTICULADO NO ESTADO DE SÃO PAULO: ANÁLISE BASEADA EM DADOS DE SATÉLITE

ATMOSPHERIC POLLUTION ASSOCIATED WITH PARTICULATE MATTER IN THE STATE OF SÃO PAULO: AN ANALYSIS FROM SATELLITE DATA

Julia Manfredini de Araujo 

Discente no Programa de Pós-Graduação em Análise Ambiental Integrada na Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) – Diadema (SP), Brasil.

Nilton Manuel Évora do Rosário 

Docente no Programa de Pós-Graduação em Análise Ambiental Integrada na UNIFESP – Diadema (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Julia Manfredini de Araujo – Rua São Nicolau, 210 – Centro – CEP 09913-030 – Diadema (SP), Brasil – E-mail: julia.manfredini11@gmail.com

Recebido em: 07/10/2019

Aceito em: 27/02/2020

RESUMO

A poluição atmosférica gerada pelas atividades antrópicas afeta tanto o equilíbrio climático quanto a qualidade do ar. O Material Particulado (MP) é reconhecidamente o poluente atmosférico com maior impacto na saúde humana. No estado de São Paulo, as principais fontes de MP são as emissões veiculares, nas áreas urbanas, e a queima de biomassa, nas áreas rurais. Com o objetivo de mitigar a poluição nas áreas rurais, em 2007 foi assinado o protocolo agroambiental entre o estado de São Paulo e o setor sucroalcooleiro, o qual trata da redução e da eliminação gradual do uso da queima como prática de colheita de cana até 2017. A análise da tendência nos níveis dos poluentes atmosféricos no estado é fundamental para a avaliação dos resultados do protocolo. Entretanto, apesar de apresentar a maior rede de monitoramento de qualidade do ar no Brasil, São Paulo não tem monitoramento da poluição atmosférica na maioria dos seus municípios. Nesse contexto, visando avaliar o impacto do protocolo agroambiental, o presente estudo analisou a distribuição espacial e temporal da profundidade óptica do aerossol (AOD) no estado entre os anos de 2007 (quando o protocolo foi assinado) e 2017. AOD é um indicador óptico da abundância do MP na atmosfera, derivado das medidas de radiância espectral do sensor MODIS a bordo do satélite Terra. Os resultados revelaram que, quando a influência do transporte de fumaça das regiões Norte e Centro-Oeste do Brasil é removida, os dados de satélite identificam adequadamente as regiões mais poluídas no estado: as áreas metropolitanas de São Paulo, de Campinas e da Baixada Santista e as porções central e norte, que são dominadas pelas plantações de cana-de-açúcar. Em relação à tendência de poluição, nas áreas a oeste e noroeste do estado, onde ocorreu expansão do cultivo de cana nos últimos anos, apesar das limitações impostas para queima pelo protocolo agroambiental, observou-se tendência significativa de aumento da poluição. Já nas áreas de tradicional cultivo de cana, nas porções centro e norte do estado, embora se tenha percebido tendência de redução da poluição associada ao MP, ela não foi significativa.

Palavras-chave: qualidade do ar; queimadas; indústria sucroalcooleira; protocolo agroambiental; bacias hidrográficas.

ABSTRACT

Air pollution generated by anthropic activities affects both climate and air quality. Particulate matter (PM) is recognized as one of the air pollutants with the greatest impact on human health. In the state of São Paulo, the main anthropogenic sources of PM that affect air quality are vehicular emissions, in urban region, and biomass burning, in rural areas. In order to mitigate pollution in rural areas, in 2007 the Agro-Environmental Protocol was signed between the State of São Paulo and the sugar and alcohol sector, which deals with the reduction and gradual elimination of the use of burning as a sugarcane harvesting practice until 2017. The analysis of the trend in the levels

of pollutants in the state is fundamental for the evaluation of the results of the protocol. However, despite having the largest air quality monitoring network in Brazil, São Paulo still has most of its municipalities without any monitoring. In this context, aiming to evaluate the impact of the Agro-Environmental Protocol, the present study analyzed the spatial and temporal distribution of the aerosol optical depth (AOD) in the state, an optical indicator of the abundance of MP in the atmosphere, derived from the spectral radiance measurements of the MODIS sensor on board the Terra satellite between the years 2007, when the protocol was signed, and 2017. The results revealed that when the influence of smoke transport from the North and Center-West regions of Brazil is removed, the satellite data adequately identifies the most polluted regions in the state, that are, the metropolitan areas of São Paulo, Campinas and Baixada Santista and the central and northern portions of the state, dominated by sugarcane plantations. In relation to the pollution trend, in the west and northwest areas of the state, where there has been an expansion of sugarcane cultivation in recent years, despite the limitations imposed for burning by the Agro-Environmental Protocol, there was a significant tendency for an increase in pollution. In the areas of traditional sugarcane cultivation, in the central and northern portions of the state, although there was a tendency to reduce pollution associated with PM, this was not significant.

Keywords: air quality; biomass burning; sugarcane industry; agro-environmental protocol; hydrographic basin.

INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica contribui para a degradação da qualidade do ar, gerando significativos impactos à saúde pública (WHO, 2016). Segundo a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2012), os poluentes atmosféricos devem tornar-se a principal causa ambiental de mortalidade no mundo em 2050. No estado de São Paulo, o número de mortes associadas à poluição do ar em 2015 foi 11.200 (ISS, 2015), o que representa 31 vidas por dia e ultrapassa o número de mortes por acidente de carro, câncer de mama e AIDS no estado, nesse período. Entre as principais fontes de poluição atmosférica no estado, destaca-se a emissão veicular, sobretudo nos principais centros urbanos. No contexto das emissões veiculares, importantes avanços foram obtidos por meio de políticas públicas de controle de emissões, como o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), que tem contribuído para a diminuição das concentrações de poluentes atmosféricos nas áreas urbanas (ABE; MIRAGLIA, 2018; ESCUCIATTO; DZIEDZIC; VASCONCELOS, 2016). Entretanto, as áreas rurais de São Paulo podem sofrer eventos sazonais de poluição atmosférica caracterizados por níveis de poluição tão críticos quanto os observados em áreas urbanas altamente poluídas. Tais eventos ocorrem, no geral, associados à queima de biomassa, que é adotada como prática tradicional na colheita de cana-de-açúcar

(MATAVELI *et al.*, 2014). Entre os principais poluentes emitidos pelas queimadas destaca-se o material particulado (MP), que tem sido amplamente associado a impactos na saúde. Diversos são os estudos que mostram relação entre elevação nos níveis de concentração de MP e a incidência de complicações respiratórias, doenças cardiovasculares e mortalidade (SALDIVA *et al.*, 1995; IGNOTTI *et al.*, 2007; POPE; EZZATI; DOCKERY, 2009; CARMO *et al.*, 2010; ABDOLAHNEJAD *et al.*, 2017; KHANIABADI *et al.*, 2017; BURNETT *et al.*, 2018; XIE *et al.*, 2018). A influência do MP nas internações por doenças respiratórias e cardiovasculares tem sido também registrada nas áreas de cultivo de cana-de-açúcar do estado de São Paulo, sendo associada à queima da palha de cana (CANÇADO *et al.*, 2006; RIBEIRO, 2008; GONÇALVES; CASTRO; HACON, 2012).

Em 2007 foi assinado o protocolo agroambiental entre o setor sucroalcooleiro paulista e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente, que determinou a antecipação dos prazos legais para o fim da colheita da cana por meio do uso de fogo para todas as unidades industriais signatárias, para 2014 nas áreas mecanizáveis, e para 2017 nas áreas não mecanizáveis (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2014). Entre outros objetivos, o protocolo visou à redução no nível dos poluentes do ar no estado de São Paulo, incluindo o MP, particular-

mente nas áreas afetadas por queimadas. O setor sucroalcooleiro, ao assinar o Protocolo, buscou também fortalecer a imagem do etanol como combustível limpo e sustentável, o que é estrategicamente favorável para o setor (DUARTE *et al.*, 2013).

Uma efetiva e ampla avaliação dos resultados do protocolo depende da aferição das tendências nos níveis dos poluentes observados no estado. Entretanto, no Brasil, a cobertura espacial do monitoramento *in situ* da poluição atmosférica, que é baseado em redes de estações em superfície, é significativamente reduzida. Menos de 5% dos municípios apresentam monitoramento, dos quais 78% se situam na Região Sudeste do país (ISS, 2014). O estado de São Paulo, embora detentor da maior e mais regular rede de monitoramento *in situ* do país, operada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), não tem monitoramento da poluição atmosférica na maioria dos seus municípios.

Nesse contexto, alternativas de monitoramento com maior cobertura espacial tornam-se necessárias. O monitoramento da poluição atmosférica por meio de sensores a bordo de satélites, em função de sua ampla cobertura espacial, tem-se apresentado como uma ferramenta com potencial para complementar as informações das redes de superfície (KAUFMAN; TANRÉ; BOUCHER, 2002; LAHOZ *et al.*, 2012; DUNCAN *et al.*, 2014).

No caso do MP, a profundidade óptica do aerossol (AOD, do termo em inglês *aerosol optical depth*) é o principal produto derivado de medidas de satélites capaz de fornecer uma estimativa da abundância desse poluente na atmosfera. No contexto dos satélites, a AOD é uma

medida da quantidade de MP que deriva da energia solar refletida por essas partículas presentes na coluna atmosférica de volta para o espaço. Kaufman, Tanré e Boucher (2002) mostraram que é possível discriminar a poluição em áreas urbanas, industriais e em regiões de queimadas por meio da AOD. Entretanto, dadas as particularidades da meteorologia e da natureza das fontes poluidoras regionais, Martin (2008) e Hoff e Christopher (2009) destacam a necessidade de estudos específicos para a região de interesse para adequada caracterização da relação entre AOD e poluição atmosférica próximo da superfície. Com o aumento da resolução espacial dos sensores que monitoram a AOD para escalas condizentes com dimensões urbanas (< 10 km), aumentou-se o potencial de aplicação dessa medida, estimada por meio de satélites, para avaliar a qualidade do ar próximo da superfície (DONKELAAR *et al.*, 2015; YOU *et al.*, 2016; KIM *et al.*, 2019; SONG *et al.*, 2019). Embora a AOD seja um indicador do total de MP presente na coluna atmosférica, em virtude das principais fontes emissoras de poluentes estarem na superfície, a sua variabilidade é sensível à variação da concentração de MP na superfície (KAUFMAN; TANRÉ; BOUCHER, 2002; D'ALESSIO, 2016; SEGURA *et al.*, 2017; ZHENG *et al.*, 2017). Nesse sentido, o objetivo do presente estudo consiste na análise da variabilidade espacial e temporal da poluição atmosférica associada ao MP no Estado de São Paulo, com base na AOD estimada por meio de medidas de radiação solar espectral feitas a bordo de satélite, visando avaliar o impacto do protocolo agroambiental assinado entre o setor o sucroalcooleiro paulista e a Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

MÉTODOS

O período escolhido para analisar a variabilidade temporal da poluição atmosférica no estado de São Paulo foi o entre os anos de 2007 e 2017. Esses dois anos foram escolhidos por representarem duas referências temporais importantes no contexto do protocolo agroambiental. Em 2007, o protocolo foi assinado, determinando a antecipação dos prazos legais para o fim da colheita da cana por meio do uso de fogo para todas as unidades industriais signatárias, para 2014 nas áreas mecanizáveis, e para 2017 nas áreas não mecanizáveis (SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE, 2014).

Em relação à AOD, a escolha foi feita por essa medida ser o principal indicador de poluição atmosférica associada ao MP quando se trata do monitoramento por sensores a bordo de satélites. Por essa razão, essa mensuração é amplamente utilizada nos estudos com foco no comportamento da poluição regional e global (KAUFMAN; TANRÉ; BOUCHER, 2002; LEVY *et al.*, 2013). Entre os primeiros e principais sensores dedicados ao monitoramento da AOD destaca-se o *MODerate resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a bordo dos satélites polares Terra e Aqua (KING *et al.*, 1992, JUSTICE *et al.*, 1998). Durante o dia, o Terra passa sobre o estado de São Paulo entre o meio

e o fim da manhã (entre 10h30 e 12h, horário local), enquanto o Aqua usualmente passa entre o início e o meio da tarde (entre 13 e 15h30). Os dados de AOD do MODIS selecionados para aplicação no presente trabalho, para o período de 2007 a 2017, correspondem ao produto para o comprimento de onda de 550 nm (AOD550 nm), o qual é baseado no algoritmo *Dark Target* da *Collection 6.0* (LEVY *et al.*, 2013; REMER *et al.*, 2013) com resolução de 3 km, e são processados e arquivados pelo MODIS *Adaptive Processing System* e disponibilizados *online* (NASA, 2017). O produto *Dark Target* tem essa denominação por efetuar estimativa da AOD apenas em cenários de superfícies com albedo relativamente baixo, excluindo, portanto, cenários denominados de superfícies brilhantes, como nuvens, áreas desérticas, neve, gelo, entre outras (REMER *et al.*, 2013).

A escolha do satélite Terra como referência para o presente estudo deve-se a duas razões. Primeiramente, ao fato das queimadas geralmente ocorrerem no período noturno, entre 20 e 6h, conforme exigido pela legislação ambiental do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2002). Sendo assim, no horário de passagem do satélite Terra, espera-se maior concentração do MP no ambiente, uma vez que na parte da manhã o processo de dispersão não é tão eficiente quanto no período da tarde. Por outro lado, as concentrações de MP medidas pela CETESB, tanto nas áreas metropolitanas como nas estações instaladas em áreas próximas dos canais, são maiores durante as passagens do satélite Terra quando comparadas com as medições feitas no horário de passagem do Aqua.

Para análise da distribuição espacial e temporal da AOD no estado de São Paulo, os mapas originais de AOD (com resolução variante entre 3×3 km para o pixels próximos ao Nadir e 5×5 km nos extremos da área de varredura) correspondente aos horários da passagem dos satélites, denominados de grânulos, foram convertidos para novos mapas em uma grade de referência regular com resolução homogênea de 5×5 km, para isso foi utilizada a técnica de interpolação do vizinho mais próximo (DRUCK *et al.*, 2004). Além disso, sendo o objetivo do estudo a análise de padrões espaciais e a variabilidade interanual da poluição no estado, para identificar as tendências e as possíveis relações com o comportamento das fontes poluidoras a médio e a longo prazo, as análises dos dados de AOD foram feitas

as com base em métricas estatísticas anuais, nomeadamente a média e a mediana anual dos campos de AOD dentro dos limites geográficos do estado de São Paulo. A mediana foi adotada visando reduzir a contribuição dos eventos extremos de AOD, normalmente associados a transporte de fumaça de áreas remotas ao estado, para ressaltar o perfil geográfico e temporal da poluição causada pelas emissões do próprio estado.

Para atender ao objetivo do estudo, foi crucial a exclusão da interferência das plumas de poluição transportadas das áreas de queimadas da Região Centro-Oeste do Brasil e do sul da Amazônia sobre o campo da AOD no estado de São Paulo (FREITAS *et al.*, 2005). Para isso, foi feito levantamento visual, dia a dia, durante a estação de queimadas (agosto a novembro), dos eventos de transporte de fumaça sobre o estado entre os anos de 2007 e 2017, com base em mapas de AOD derivados do MODIS de toda a América do Sul. No levantamento, todos os dias em que a pluma de fumaça cruzou a fronteira do estado de São Paulo, considerou-se que houve transporte de queimadas dentro dos domínios do estado.

Além da média e da mediana anual da AOD no estado para todos os cenários, com e sem transporte, também foram calculados campos de média anual da AOD excluindo os grânulos das passagens correspondentes aos dias com transporte de plumas de poluição provinidas do Centro-Oeste e do sul da Amazônia.

Também foram utilizados no estudo dados de totais anuais, georreferenciados, de focos de queimadas ocorridos no estado de São Paulo entre os anos de 2007 e 2017, os quais foram obtidos do Programa Queimadas, em que há monitoramento por satélite, do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE, 2018). Os dados de focos são derivados também das medidas do sensor MODIS, porém utilizando o sensor a bordo do Aqua, que é considerado o satélite de referência para o programa. Os produtos de focos de queimada do INPE fornecem a incidência de queimadas para todo o estado, tanto daquelas ocorridas no contexto de áreas de colheita de cana-de-açúcar como das queimadas de outra natureza.

Visando avaliar a relação entre a expansão das áreas canavieiras no estado de São Paulo e a poluição atmosférica expressa pela AOD, foram analisados os mapas históricos (2007–2013) do projeto CANASAT (INPE, 2019), que fornecem as áreas de cultivo da cana-de-açúcar.

Como referência para as análises regionais dentro dos domínios do estado, tanto da AOD como do número de focos de queimadas, optou-se pelo uso das delimitações das unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI), divisão estabelecida de acordo com a Lei Estadual nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016 (SÃO PAULO, 2016). Entre as vantagens do uso das UGRHI como unidades de referência, vale destacar a organização por vocação. São Paulo apresenta 22 UGRHI com vocações distribuídas entre industrial, em industrialização, conservação e agropecuária. Assumiu-se essa classificação como referência para a discussão da quantidade de poluição atmosférica nos domínios regionais do estado (Figura 1).

Para as análises de significância estatística das tendências temporais da AOD dentro das UGRHI,

foi adotado o Teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975). O propósito do teste é avaliar se existem ou não tendências crescentes ou decrescentes monotônicas em uma série temporal de determinada variável. O método baseia-se em rejeitar ou não a hipótese nula (H_0), na qual não existe tendência na série de dados, diante da hipótese alternativa de que existe tendência (H_1) adotando-se determinado nível de significância (α), o qual é interpretado como a probabilidade de cometer-se erro ao rejeitar a H_0 quando esta for verdadeira (SALVIANO; GROppo; PELLEGRINO, 2016). No presente estudo, as análises da tendência interanual da AOD em todas as UGRHI foram realizadas considerando-se os níveis de significância de 5 e 10%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A primeira análise realizada foi a da variabilidade temporal da AOD para o estado de São Paulo na perspectiva interanual, isto é, ano a ano, entre 2007, o ano da assinatura do protocolo agroambiental, e 2017, o ano em que se projetou eliminar a prática de quei-

mada na colheita da cana. Essa análise preliminar teve como propósito avaliar a evolução na última década do quadro de poluição na coluna atmosférica do estado associado ao MP, considerando todas as fontes poluidoras, até mesmo as remotas. A Figura 2 apresenta a

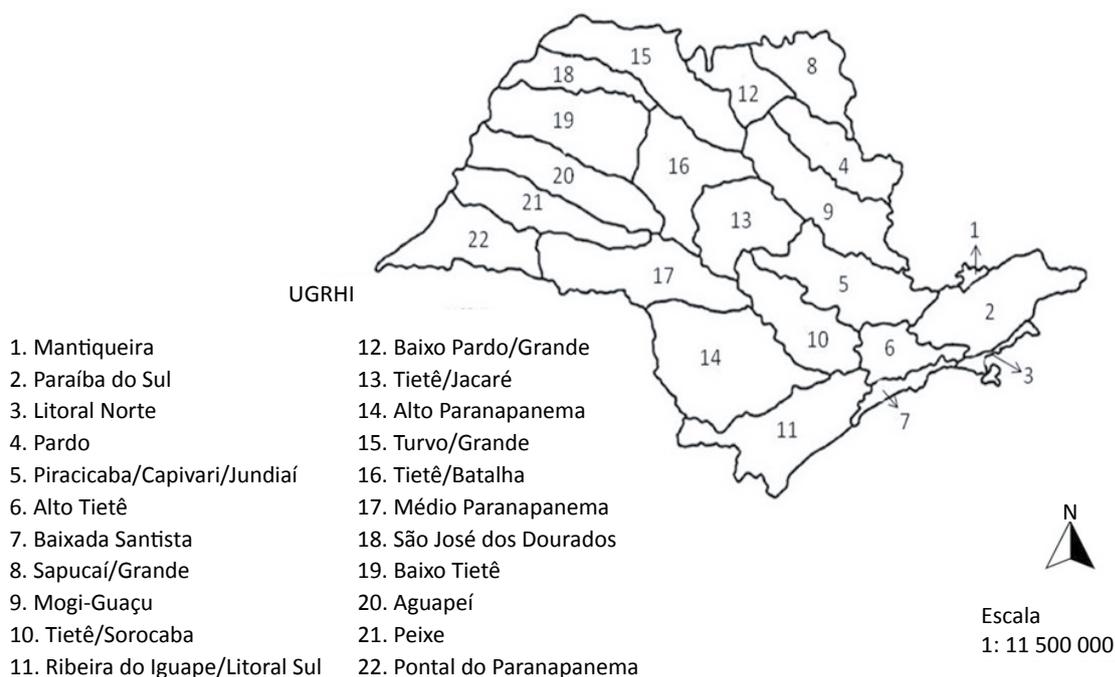


Figura 1 – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo.

variabilidade interanual da média anual da AOD para o período de estudo em todo o estado de São Paulo. Visando auxiliar na avaliação regional dos níveis de poluição dentro do estado, foram considerados os limites geográficos das UGRHI.

As médias anuais destacam que os anos de 2007, 2010, 2014 e 2015 foram os que apresentaram maiores níveis de concentração de MP na coluna atmosférica do estado. De acordo com os resultados obtidos, os valores de AOD foram superiores a 0,15 na maior parte do estado no ano de 2007, sendo o ano mais poluído entre os estudados na presente análise quando considerada a métrica AOD. Por outro lado, o ano em que se observaram os menores níveis de poluição foi o de 2013. Ao analisarmos a frequência de eventos de transporte de fumaça das regiões Centro-oeste e Norte do Brasil em direção ao estado de São Paulo durante o período de estudo fica evidente a sua relação com os índices de AOD no estado. Os anos mais poluídos, 2007, 2010, 2014 e 2015, foram os que apresentaram as maiores frequências de eventos de transporte de fumaça proveniente do Centro-Oeste e do Norte sobre o estado (Figura 3), sendo, respectivamente, 56, 41, 51 e 59 dias. Esse resultado está em

sintonia com trabalhos anteriores (LANDULFO *et al.*, 2003; FREITAS *et al.*, 2005; ROSÁRIO *et al.*, 2013) que já mostraram que altos valores de AOD cobrindo vastas extensões do estado estão associados a eventos de transporte do MP produzido pelas queimadas no Centro-Oeste do Brasil e no sul da Amazônia.

Ainda analisando os mapas interanuais da Figura 2, a UGRHI do Alto Tietê destaca-se das demais pela constante presença de altos níveis de MP na atmosfera no decorrer de todo o período. Isso deve-se à presença da maior fonte regional de poluição atmosférica do estado, isto é, a região metropolitana de São Paulo (RMSP), em virtude da frota de mais de sete milhões de veículos circulando diariamente e de importantes polos industriais (CETESB, 2018). Entretanto percebe-se que nos anos com forte influência dos eventos de transporte, sobretudo em 2007, 2010, 2014 e 2015, perde-se a noção dos limites espaciais da pluma de poluição associada às emissões da RMSP. Isto é, a contabilização da influência dos eventos de transporte de fumaça no cálculo da AOD média anual impede a caracterização adequada da distribuição geográfica de poluição atmosférica associada exclusivamente às fontes locais. Por exemplo, além da plu-

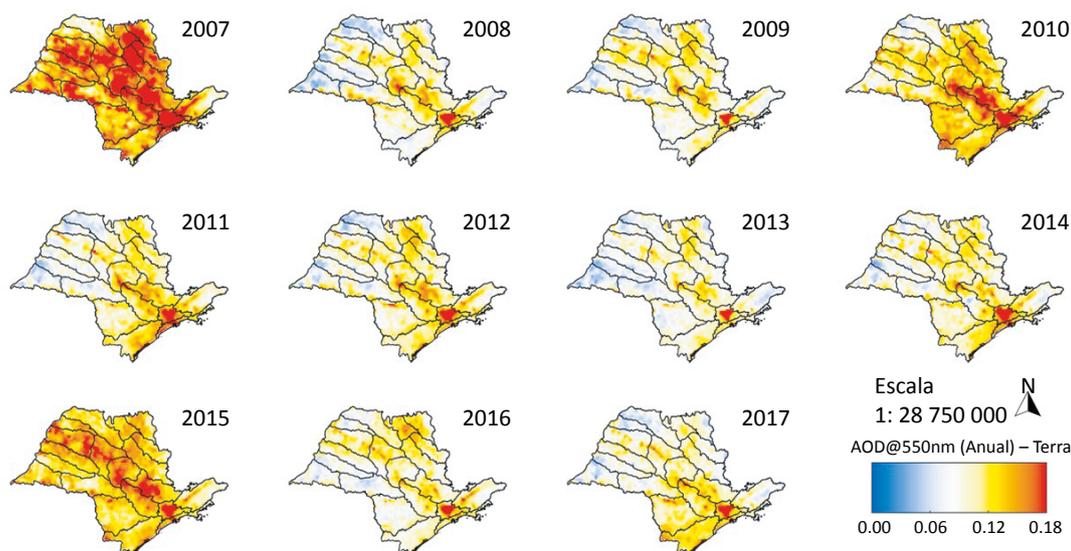


Figura 2 – Mapas das médias anuais da profundidade óptica dos aerossóis (AOD) no comprimento de onda de 550 nm (AOD@550nm), entre os anos de 2007 e 2017, calculadas por meio de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Terra no estado de São Paulo. A barra de cores representa a variação da abundância de aerossóis na atmosfera, cores frias (azul) e quentes (vermelho) indicam, respectivamente, baixos e altos níveis de material particulado na atmosfera.

ma de poluição da RMSP, a pluma associada às UGRHI produtoras de cana-de-açúcar no interior, onde se pratica (ou praticava) a queima de biomassa, como é o caso de Mogi-Guaçu (9), Capivari/Jundiá/Piracicaba (5), Pardo (4) e Tietê/Jacaré (13), também fica descharacterizada, como podemos observar quando comparamos anos com alta (por exemplo, 2007, 2010) e

baixa (por exemplo, 2009, 2011) frequência de eventos de transporte.

O resultado da primeira estratégia para evidenciar a heterogeneidade espacial que caracteriza a poluição atmosférica no estado de São Paulo associada às fontes locais se encontra na Figura 4. Apresentam-se os mapas das mé-

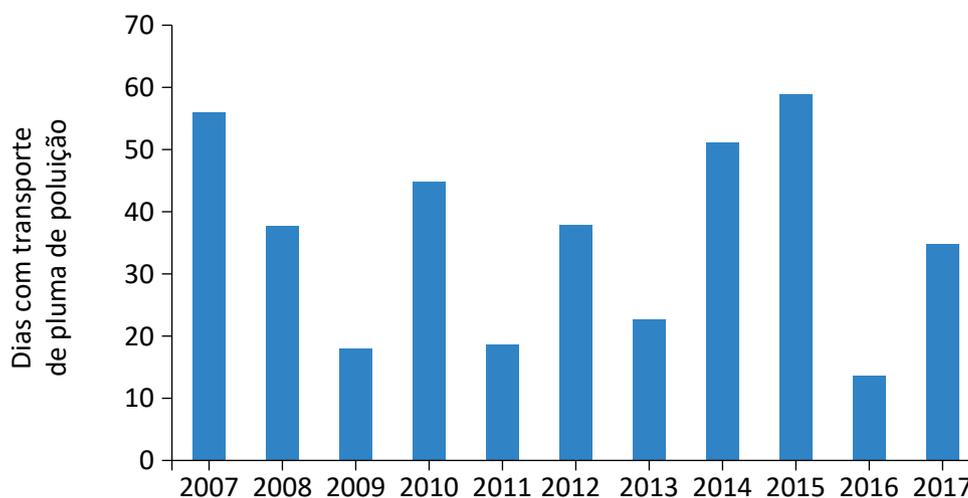


Figura 3 – Número de dias em que houve transporte de pluma de poluição proveniente das queimadas da Região Centro-oeste e do sul da Amazônia (entre agosto e novembro) em direção ao estado de São Paulo.

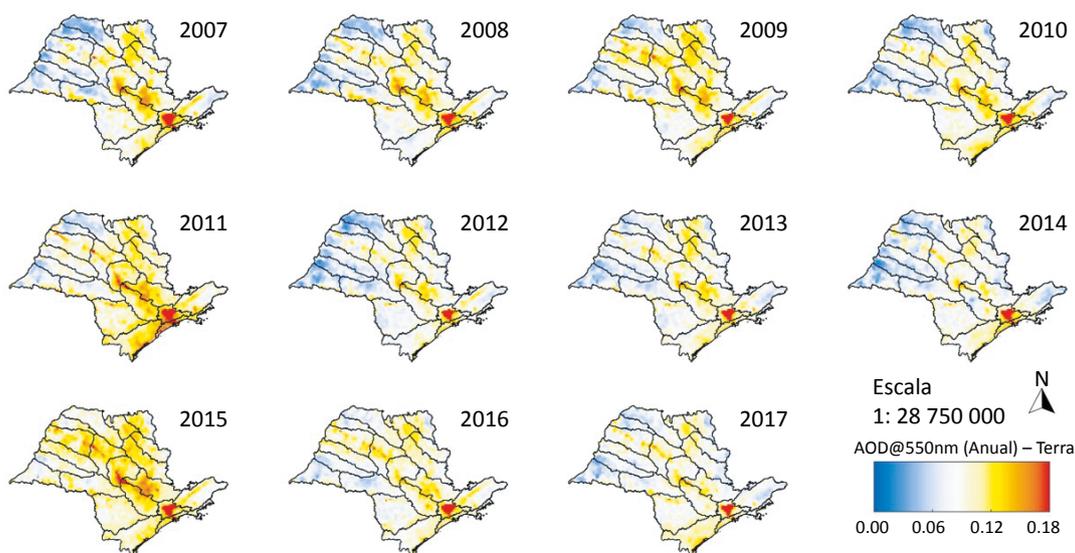


Figura 4 – Mapas de média anual da AOD550nm obtidos por meio de medições do sensor MODIS a bordo do satélite Terra no estado de São Paulo, excluindo os dias em que houve transporte de fumaça da Região Centro-Oeste e do sul da Amazônia, durante a estação de queimada (entre agosto e novembro). A barra de cores representa a variação da abundância de aerossóis na atmosfera, cores frias (azul) e quentes (vermelho) indicam, respectivamente, baixos e altos níveis de material particulado na atmosfera.

dias anuais de AOD calculadas excluindo-se os dados da passagem do satélite Terra nos dias em que houve eventos de transporte de MP provenientes das áreas de queimadas dos estados do Centro-Oeste e da bacia Amazônica. O cenário obtido difere significativamente daquele em que se considera as médias anuais com influência dos dias nos quais houve transporte da fumaça. É possível observar nos novos mapas de AOD (Figura 4) resultado mais consistente com a reconhecida distribuição das fontes emissoras de poluição na superfície do estado (principais áreas metropolitanas e áreas de plantação de cana onde se pratica queimada). Nota-se o estado de São Paulo menos poluído quando se compara essa análise às anteriores (com influência do transporte de fumaça), ficando clara a definição da pluma de poluição da RMSP para todos os anos. O ano de 2007, por exemplo, antes da exclusão dos dias de transporte de fumaça, destacou-se como um dos anos com maiores valores médios de AOD, ou seja, um dos anos mais poluídos entre os anos analisados (Figura 2). Já na nova análise (Figura 4), em que se excluíram os dias de transporte, o ano perdeu essa característica, deixando de ser um dos anos com maiores níveis de AOD no período. Esse resultado sugere que a maior parte da poluição presente na atmosfera do estado em 2007 não estava localizada nas proximidades da superfície, mas sim em níveis mais altos da atmosfera, provavelmente entre 3 e 10 km de altitude, onde o transporte de partículas da fumaça das queimadas da região da Amazônia costuma ocorrer, de acordo com Freitas *et al.* (2005). Os anos de maior destaque em relação ao nível de poluição no estado (maior AOD) passam a ser 2011 e 2015. Vale recordar que 2015 faz parte do período caracterizado pela crise hídrica no estado, quando houve déficit generalizado de chuva (MARENGO *et al.*, 2015) na Região Sudeste, o que, além de favorecer condições para mais incidência de eventos de queimadas, pode ter favorecido o acúmulo de poluentes na atmosfera, uma vez que a precipitação é um importante mecanismo no processo de remoção física dos poluentes da atmosfera. Wang *et al.* (2017) discutem o efeito adverso dos eventos de seca na qualidade do ar e mostram, apoiados em uma revisão histórica, que os eventos extremos de seca ocorridos nos Estados Unidos nos 24 anos analisados estiveram associados à degradação da qualidade do ar, especialmente ao aumento do MP e do ozônio.

Com os novos mapas de médias anuais de AOD, identificados na Figura 4, reforçam-se as diferenças entre as áreas mais poluídas, a leste do estado, e as menos poluí-

das, na porção mais a oeste, e a RMSP, a área mais poluída do estado. Destacam-se também as áreas de plantação de cana-de-açúcar, onde a prática da queima ainda é recorrente (UGRHI 4, 5, 9 e 13). Entretanto vale ressaltar os valores relativamente altos de AOD na UGRHI do Vale do Ribeira e Litoral Sul, os quais ultrapassam 0,1 em metade dos anos analisados, pois se trata de uma UGRHI dentro do segmento de área de preservação natural e não é conhecida a existência de fontes poluidoras relevantes.

Como alternativa à média anual com a exclusão dos dados das passagens do satélite Terra nos dias em que houve transporte, foram calculados os mapas anuais da mediana da AOD para o estado, incluindo todos os dados (com e sem transporte externo de fumaça). Essa alternativa é interessante, uma vez que a mediana, diferentemente da média, não carrega influência expressiva dos valores extremos de AOD associados aos dias com ocorrência de transporte de fumaça do Centro-Oeste e do sul da Amazônia. A Figura 5 mostra os resultados da variabilidade interanual da mediana da AOD para o estado de São Paulo no decorrer do período de 2007 a 2017.

Os resultados são parecidos com os dos mapas baseados na média anual quando são excluídos os eventos de transporte de fumaça. Portanto, do ponto de vista da AOD, tanto a média anual, em que se excluem os casos de transporte, como a mediana se mostraram indicadores com maior potencial para a avaliação a longo prazo das tendências dos níveis de poluição atmosférica associada às emissões locais quando comparadas com a média anual em que se incluem todos os dados. Se considerarmos a praticidade das duas métricas, mediana e média em que se excluem eventos de transporte de fumaça de áreas remotas, como melhor opção pode ser considerada a mediana, uma vez que não requer prévia seleção dia a dia dos casos com transporte para posterior exclusão desses dias.

Nesse contexto, os resultados baseados nas medianas anuais da AOD foram utilizados na análise que se segue sobre as tendências regionais de poluição atmosférica dentro do estado, tomando como referência os limites fronteiriços das UGRHI e a respectiva vocação. As UGRHI estão categorizadas em quatro vocações, conservação, industrial, em industrialização e agropecuária.

A Figura 6 mostra a variabilidade interanual da poluição atmosférica, segundo a mediana da AOD, para cada UGRHI, entre 2007 e 2017.

Na análise da poluição do estado na perspectiva das UGRHI, destaca-se que nas unidades de vocação conservação não é possível observar tendências na evolução da poluição, porém esporadicamente essas unidades apresentam índices de poluição que se assemelham aos de unidades mais poluídas, como a do Alto Tietê. Como exemplo, pode-se citar o ano de 2011, em que quase todas as UGRHI na categoria conservação apresentaram AOD acima de 0,1. Apesar da diversidade de tendências nas unidades de vocação agropecuária, percebe-se tendência de aumento na AOD no caso das UGRHI Turvo/Grande e São José dos Dourados, localizadas na porção noroeste do estado. Já nas UGRHI em industrialização, as unidades Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré apresentam ligeira tendência de redução na poluição. Esses resultados são explorados mais adiante.

No caso das UGRHI com vocação industrial nenhuma apresenta tendência de aumento da poluição, o que se percebe é a ligeira tendência de decréscimo ou de manutenção. Por exemplo, as unidades Tietê/Sorocaba e Piracicaba/Capivari/Jundiá apresentam leve tendência de redução na poluição.

Com base na Figura 7 é possível observar que o estado de São Paulo teve diversidade significativa nas tendências de AOD em suas regiões entre 2007 e 2017. Entre as regiões nas quais se observa aumento da AOD, está a região do

Vale do Ribeira. Essa região, localizada na porção sudeste do estado, é associada à vocação de conservação. Considerando essa vocação, que sugere restrição no que diz respeito à presença de fontes poluidoras industriais, a explicação desse resultado torna-se um desafio, entretanto sabe-se que o setor agrícola da região do Vale do Ribeira é importante, especialmente no caso da produção de banana. Sendo a queimada uma prática fortemente ligada à atividade agrícola, levanta-se a hipótese de o aumento da AOD estar associado à tendência de aumento de focos de queimadas na região observada nos últimos anos. A análise para o nível de significância de 5% apresentou resultado estatisticamente significativo apenas para a UGRHI de São José dos Dourados.

A porção noroeste do estado também se destaca em relação ao aumento da poluição na última década. Entre as UGRHI em que se observa aumento de AOD nessa região do estado, encontram-se Turvo Grande e São José dos Dourados, destacadas na Figura 7.

A análise da significância estatística das tendências de poluição observadas em cada UGRHI baseada no Teste de Mann-Kendall para o nível de significância de 10% mostrou que no caso das UGRHI Turvo/Grande e São José dos Dourados, localizadas na porção oeste do estado, não é possível rejeitar a hipótese nula, isto é, de que não existe tendência (Figura 7). Portanto, é esta-

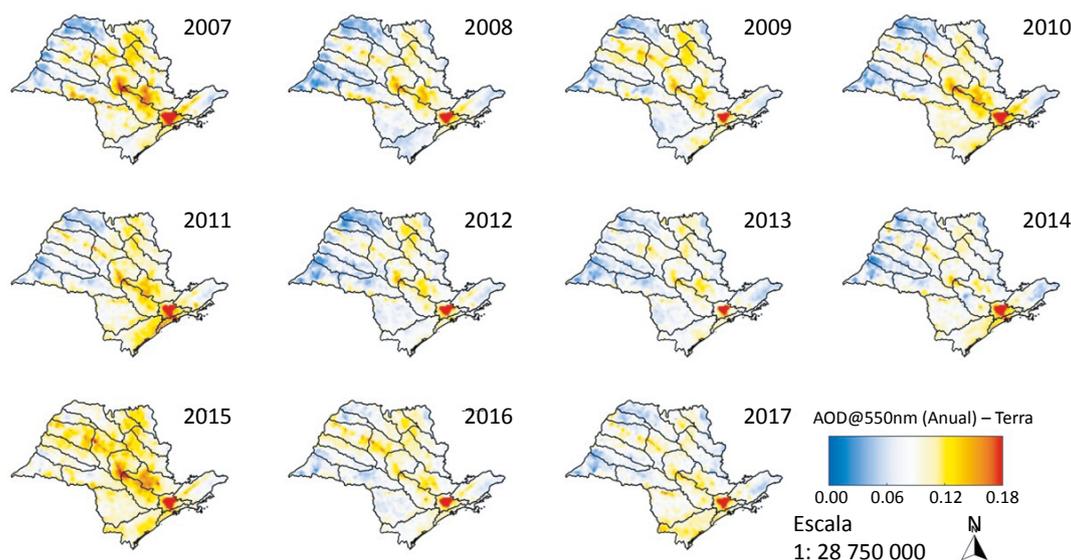


Figura 5 – Mapa das medianas anuais da AOD550 nm no estado de São Paulo calculadas por meio de medições diárias do sensor MODIS a bordo do satélite Terra. A barra de cores representa a variação da abundância de aerossóis na atmosfera, cores frias (azul) e quentes (vermelho) indicam, respectivamente, baixos e altos níveis de material particulado na atmosfera.

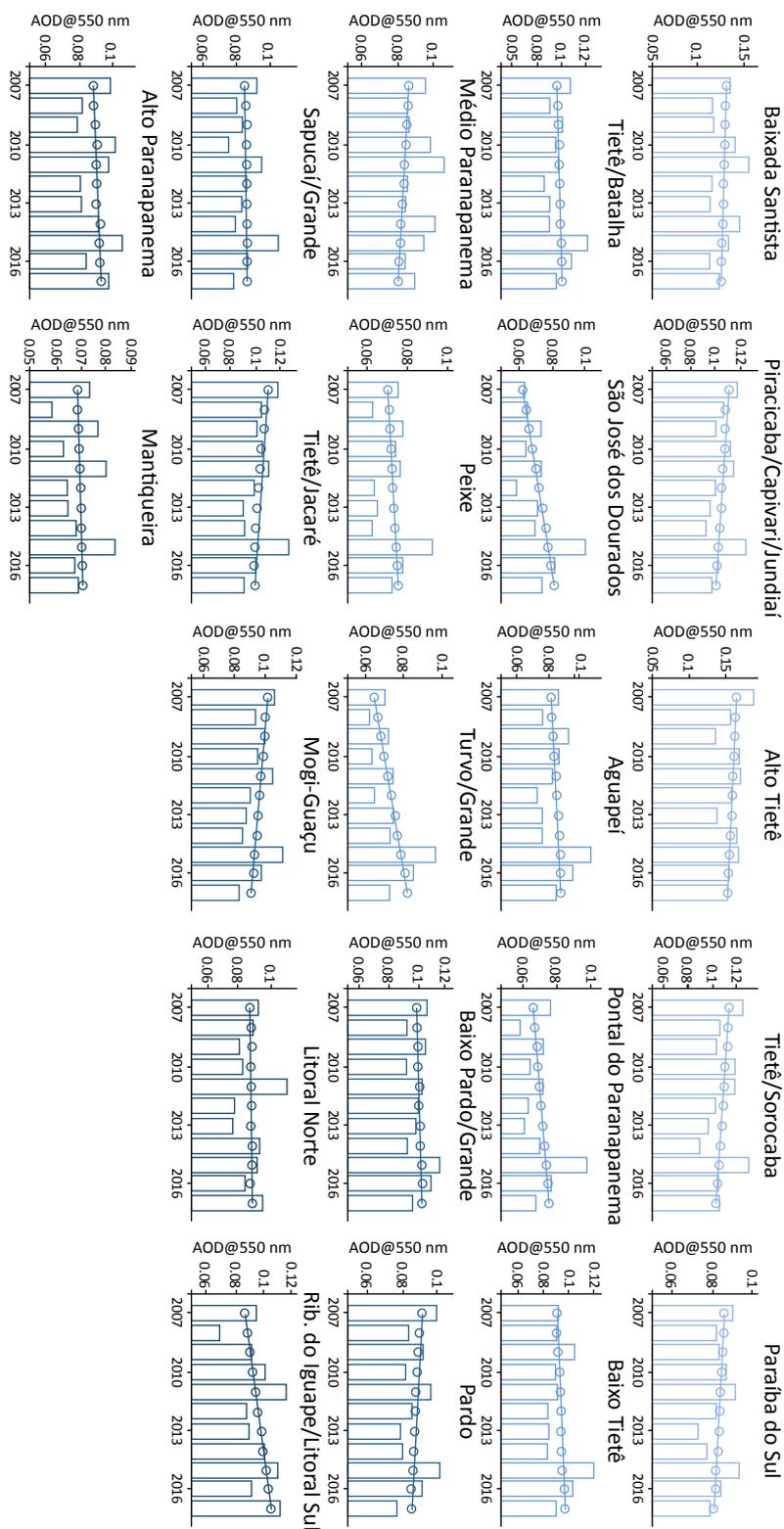


Figura 6 – Evolução interanual da mediana de AOD 550 nm de 2007 a 2017 nas UGRHI do estado de São Paulo.

tisticamente válido afirmar que a poluição atmosférica nas duas bacias tem aumentado nos últimos anos.

Por outro lado, observa-se que áreas tradicionalmente associadas ao cultivo de cana-de-açúcar, sobretudo no centro e no nordeste do estado, apresentaram estabilização e até mesmo redução na poluição.

Considerando que no interior do estado, e fora das grandes áreas metropolitanas, as regiões de cultivo de cana historicamente respondem como a principal fon-

te de poluição por MP (MATAVELI *et al.*, 2014), foi feita avaliação da intensidade da expansão do setor sucroalcooleiro no estado. Por meio da comparação entre os mapas de áreas de cultivo de cana no estado entre os anos de 2007 e 2013 (último dado gerado pelo do projeto CANASAT), é possível constatar que a porção noroeste do estado, onde se situam as UGRHI Turvo/Grande e São José dos Dourados, é a região em que houve maior expansão da área de cultivo de cana (Figura 8). Esse resultado é consistente com o levantamento

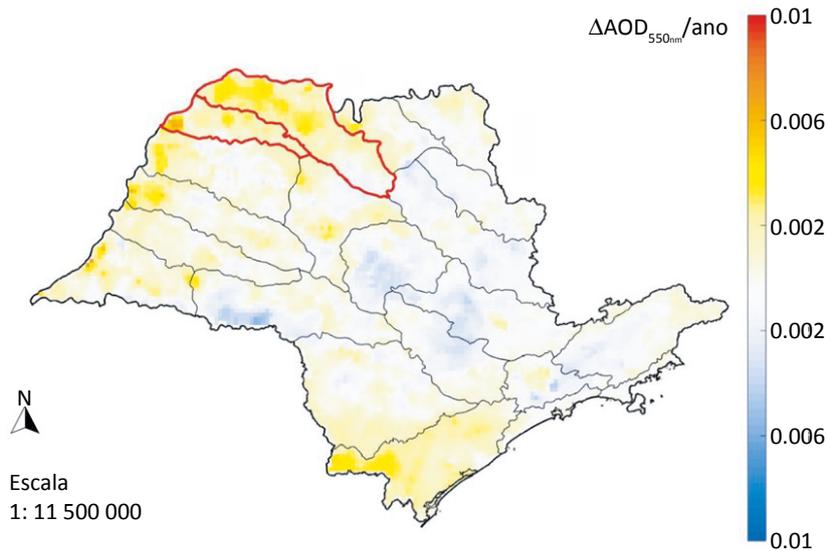


Figura 7 – Taxa de variação da AOD550 nm por ano entre 2007 e 2017 nas UGRHI do estado de São Paulo. UGRHI destacadas (cor vermelha) apresentaram tendência estatisticamente válida por meio do Teste de Mann-Kendall para nível de significância 10%.

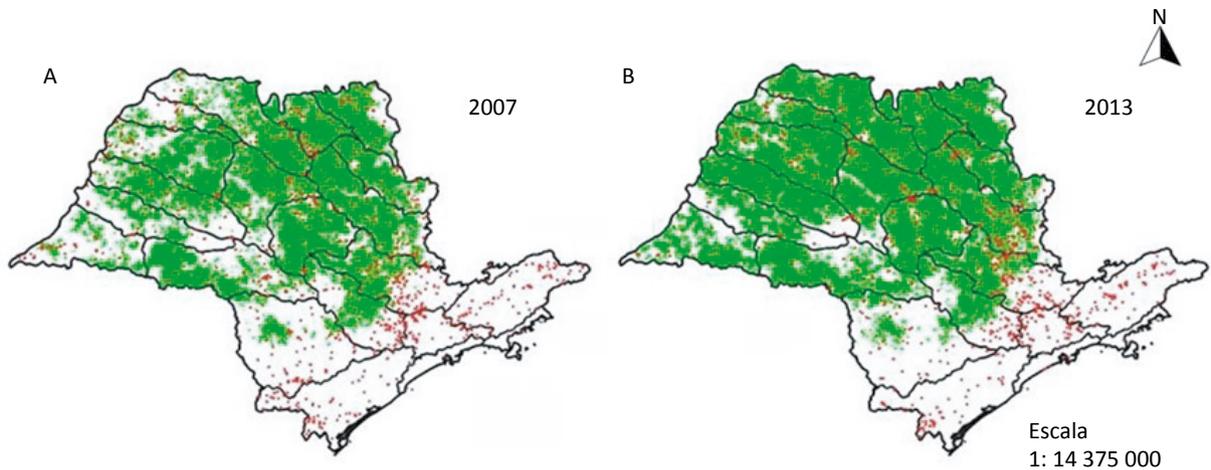


Figura 8 – Área de colheita de cana-de-açúcar (cor verde) do estado de São Paulo e focos de queimada (pontos em vermelho), para os anos (A) 2007 e (B) 2013.

realizado por Poletto (2012) sobre a evolução do setor sucroalcooleiro na UGRHI de Turvo Grande. Com base nos instrumentos de licenciamento ambiental, a autora mostra que, entre 2008 e 2011, a UGRHI Turvo/Grande liderou em relação à quantidade de licenciamentos para o setor sucroalcooleiro no estado de São Paulo, entre os 75 licenciamentos aprovados por meio da avaliação de impacto ambiental (AIA), 14 processos foram aprovados para a essa UGRHI.

Esse conjunto de informações pode justificar a tendência de aumento da poluição nas unidades UGRHIs no noroeste de São Paulo, já que durante período signifi-

cativo, nos anos de interesse, houve aumento da principal fonte poluidora do interior do estado, as queimadas atreladas à colheita de cana-de-açúcar.

Por outro lado, vale mencionar que, embora classificadas com diferentes vocações, as UGRHIs Tietê/Sorocaba, Piracicaba/Capivari/Jundiaí, Mogi-Guaçu e Tietê/Jacaré compõem uma macrorregião onde a cultura da cana foi estabelecida há muito tempo, porém a substituição da queima pelo maquinário tem avançado, o que pode auxiliar na explicação da tendência, ainda que não significativa, de diminuição da poluição atmosférica nessas UGRHIs.

CONCLUSÃO

A utilização das médias anuais da AOD obtidas utilizando-se o sensor Terra mostrou variação espacial e temporal significativa na quantidade de MP na atmosfera no período de 2007 a 2017. A presença de anos com poluição extrema mostrou-se fortemente atreladas ao transporte de partículas oriundas das queimadas da Amazônia em direção à São Paulo, uma vez que o satélite captura o sinal de MP em toda a coluna atmosférica. Dessa forma, foi possível observar que os dados médios nem sempre são os ideais quando o interesse é avaliar a variação da poluição atmosférica presente no nível da superfície terrestre e não nas camadas superiores da atmosfera, já que o transporte sazonal de fumaça, geralmente com MP abundante, ocorre em níveis acima da superfície. Mediante a redução do efeito do transporte de áreas remotas, com a aplicação da mediana, a estrutura espacial da poluição atmosférica associada ao MP emitido no estado emergiu, destacando as áreas poluídas das regiões metropolitanas de São Paulo, de Campinas e da Baixada Santista, assim como as regiões no interior onde se localizam grande parte da cultura de cana-de-açúcar no estado. Portanto, com base nesses resultados, foi possível observar e analisar a variabilidade espacial e temporal dos campos de poluição mais

compatíveis com as fontes emissoras em São Paulo. Para todos os anos, domina o gradiente Leste-Oeste, em que a porção oeste do estado é menos poluída que a leste. Entre as áreas destacadas em relação à variabilidade espacial da poluição no estado, além das já reconhecidas como poluídas — regiões metropolitanas e canaviais —, vale ressaltar que algumas áreas do estado que são tidas como de conservação natural também apresentaram resultados mais altos do que o esperado, como foi o caso do Vale do Ribeira. Não se observaram tendências significativas de redução da poluição no estado. Pelo contrário, no caso da UGRHI de Turvo Grande, foi observada tendência estatisticamente significativa de aumento da poluição. Essa bacia, localizada na porção noroeste do estado, faz parte da área onde, no período avaliado, houve a mais significativa expansão das plantações de cana-de-açúcar e também de focos de queimada. Entretanto, vale destacar que, apesar dos focos de queimada serem usualmente associados à cana, se verificou grande quantidade de focos fora das áreas canavieiras do estado. Um exemplo é a região da UGRHI de Ribeira do Iguapé/Litoral Sul, área de vocação de conservação, em que foi observada quantidade importante de focos de queimadas e também de poluição.

REFERÊNCIAS

ABDOLAHNEJAD, A.; JAFARI, N.; MOHAMMADI, A.; MIRI, M.; HAJIZADEH, Y.; NIKOONAHAD, A. Cardiovascular, respiratory, and total mortality ascribed to PM10 and PM2.5 exposure in Isfahan, Iran. *Journal of Educational Health Promotion*, v. 6, p. 109, 2017. https://dx.doi.org/10.4103%2Fjehp.jehp_166_16

ABE, K.C.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Avaliação de impacto à saúde do programa de controle de poluição do ar por veículos automotores no município de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 61-73, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180310>

BURNETT, R.; CHEN, H.; SZYSZKOWICZ, M.; FANN, N.; HUBBELL, B.; POPE C.A., 3RD.; APTE, J.S.; BRAUER, M.; COHEN, A.; WEICHTHAL, S.; COGGINS, J.; DI, Q.; BRUNEKREEF, B.; FROSTAD, J.; LIM, S.S.; KAN, H.; WALKER, K.D.; THURSTON, G.D.; HAYES, R.B.; LIM, C.C.; TURNER, M.C.; JERRETT, M.; KREWSKI, D.; GAPSTUR, S.M.; DIVER, W.R.; OSTRO, B.; GOLDBERG, D.; CROUSE, D.L.; MARTIN, R.V.; PETERS, P.; PINAULT, L.; TJEPKEMA, M.; VAN DONKELAAR, A.; VILLENEUVE, P.J.; MILLER, A.B.; YIN, P.; ZHOU, M.; WANG, L.; JANSSEN, N.A.H.; MARRA, M.; ATKINSON, R.W.; TSANG, H.; QUOC THACH, T.; CANNON, J.B.; ALLEN, R.T.; HART, J.E.; LADEN, F.; CESARONI, G.; FORASTIERE, F.; WEINMAYR, G.; JAENSCH, A.; NAGEL, G.; CONCIN, H.; SPADARO, J.V. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 115, n. 38, p. 9592-9597, 2018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>

CANÇADO, J.E.D.; SALDIVA, P.H.N.; PEREIRA, L.A.A.; LARA, L.B.L.S.; ARTAXO, P.; MARTINELLI, L.A.; ARBEX, M.A.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A.L.F. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environmental Health Perspectives*, v. 114, n. 5, p. 725-729, 2006. <https://doi.org/10.1289/ehp.8485>

CARMO, C.N.; HACON, S.; LONGO, K.M.; FREITAS, S.; IGNOTTI, E.; LEON, A.P.; ARTAXO, P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. *Revista Panamericana de Salud Pública*, v. 27, n. 1, p. 10-16, 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Relatório da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2017. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <<http://ar.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: nov. 2018.

D'ALESSIO, G. *Estudo da poluição atmosférica na região metropolitana de São Paulo a partir de medidas de sensoriamento remoto da atmosfera uma análise comparativa com medições in situ*. Iniciação Científica. (Graduando em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de São Paulo, Diadema, 2016.

DONKELAAR, A. van; MARTIN, R.V.; BRAUER, M.; BOYS, B.L. Use of satellite observations for long-term exposure assessment of global concentrations of fine particulate matter. *Environmental Health Perspectives*, v. 123, n. 2, p. 135-143, 2015. <https://doi.org/10.1289/ehp.1408646>

DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.V. *Análise Espacial de Dados Geográficos*. Brasília: Embrapa, 2004.

DUARTE, C.G.; GOMES, F.; SORIANO, E.; MALHEIROS, T.F. Ensaio sobre a evolução da proteção ambiental no setor sucroenergético. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 29, p. 1-16, 2013.

DUNCAN, B.N.; PRADOS, A.I.; LAMSAL, L.N.; LIU, Y.; STREETS, D.G.; GUPTA, P.; HILSENATH, E.; KAHN, R.A.; NIELSEN, J.E.; BEYERSDORF, A.J.; BURTON, S.P.; FIORE, A.M.; FISHMAN, J.; HENZE, D.K.; HOSTETLER, C.A.; KROTKOV, N.A.; LEE, P.; LIN, M.; PAWSON, S.; PFISTER, G.; PICKERING, K.E.; PIERCE, R.B.; YOSHIDA, Y.; ZIEMBA, L.D. Satellite data of atmospheric pollution for U. S. air quality applications: Examples of applications, summary of data end-user resources, answers to FAQs, and common mistakes to avoid. *Atmospheric Environment*, v. 94, p. 647-662, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.061>

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

FREITAS, S.R.; LONGO, K.M.; DIAS, M.A.F.S.; DIAS, P.L.S. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 167-185, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000100011>

GONÇALVES, K.D.S.; CASTRO, H.A.; HACON, S.D.S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p. 1523-1532, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600016>

HOFF, R.M.; CHRISTOPHER, S.A. Remote sensing of particulate pollution from space: have we reached the promised land? *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 59, n. 6, p. 645-675, 2009. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.6.645>

IGNOTTI, E.; HACON, S.D.S.; SILVA, A.M.C.; JUNGER, W.L.; CASTRO, H. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 10, n. 4, p. 453-464, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1415-790X2007000400003>

INSTITUTO DE SAÚDE E SUSTENTABILIDADE (ISS). *Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil*. São Paulo: ISS, 2014. 99 p.

INSTITUTO DE SAÚDE E SUSTENTABILIDADE (ISS). *Qualidade do Ar no Estado de São Paulo Sob a Visão da Saúde*. São Paulo: ISS, 2015. 149 p.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *CANASAT: Monitoramento de Cana-de-açúcar via imagens de satélite*. INPE, 2019. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/laf/canasat/>>. Acesso em: jan. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). *Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios*. INPE, 2018. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: set. 2017.

JUSTICE, C.O.; VERMOTE, E.; TOWNSHEND, J.R.G.; DEFRIES, R.; ROY, D.P.; HALL, D.K.; SALOMONSON, V.V.; PRIVETTE, J.L.; RIGGS, G.; STRAHLER, A.; LUCHT, W.; MYNENI, R.B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S.W.; NEMANI, R.R.; WAN, Z.; HUETE, A.R.; VAN LEEUWEN, W.; WOLFE, R.E.; GIGLIO, L.; MULLER, J.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M.J. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998. <https://doi.org/10.1109/36.701075>

KAUFMAN, Y.J.; TANRÉ, D.; BOUCHER, O. A satellite view of aerosols in the climate system. *Nature Climate Change*, v. 419, n. 6903, p. 215-223, 2002. <https://doi.org/10.1038/nature01091>

KENDALL, M.G. *Rank Correlation Methods*. Londres: Charles Griffin, 1975.

KHANIABADI, Y.O.; GOUDARZI, G.; DARYANOOSH, S.M.; BORGINI, A.; TITTARELLI, A.; DE MARCO, A. Exposure to PM10, NO2, and O3 and impacts on human health. *Environmental Science Pollution Research*, v. 24, n. 3, p. 2781-2789, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8038-6>

KIM, D.; KIM, J.; JEONG, J.; CHOI, M. Estimation of health benefits from air quality improvement using the MODIS AOD dataset in Seoul, Korea. *Environmental Research*, v. 173, p. 452-461, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.042>

KING, M.D.; KAUFMAN, Y.J.; MENZEL, W.P.; TANRE, D. Remote Sensing of Cloud, Aerosol, and Water Vapor Properties from the Moderate Resolution Imaging Spectrometer (MODIS). *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v. 30, n. 1, p. 2-27, 1992. <https://doi.org/10.1109/36.124212>

LAHOZ, W.A.; PEUCH, V.-H.; ORPHAL, J.; ATTÍE, J.-L.; CHANCE, K.; LIU, X.; EDWARDS, D.; ELBERN, H.; FLAUD, J.-M.; CLAEYMAN, M.; AMRAOUI, L. Monitoring air quality from space - The Case for the Geostationary Platform. *American Meteorological Society*, p. 221-233, 2012. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00045.1>

LANDULFO, E.; PAPAYANNIS, A.; ARTAXO, P.; CASTANHO, A.D.A.; FREITAS, A.Z.; SOUZA, R.F.; VIEIRA JUNIOR, N.D.; JORGE, M.P.M.P.; SÁNCHEZ-CCOYLLO, O.R.; MOREIRA, D.S. Synergetic measurements of aerosols over São Paulo, Brazil using

LIDAR, sunphotometer and satellite data during the dry season. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 3, p. 1523-1539, 2003. <https://doi.org/10.5194/acp-3-1523-2003>

LEVY, R.C.; MATTOO, S.; MUNCHAK, L.A.; REMER, L.A.; SAYER, A.M.; PATADIA, F.; HSU, N.C. The Collection 6 MODIS aerosol products over land and ocean. *Atmospheric Measurement Techniques*, v. 6, p. 2989-3034, 2013. <https://doi.org/10.5194/amt-6-2989-2013>

MANN, H.B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945. <https://doi.org/10.2307/1907187>

MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A.; SELUCHI, M.E.; CUARTAS, A.; ALVES, L.M.; MENDIONDO, E.M.; OBREGÓN, G.; SAMPAIO, G. A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. *Revista USP*, n. 106, p. 31-44, 2015. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i106p31-44>

MATAVELI, G.A.V.; OLIVEIRA, B.S.; PEREIRA, G.; MORAES, E.C.; CARDOZO, F.S. Dinâmica dos focos de queimada em cana-de-açúcar no estado de São Paulo entre 2008 E 2011 Dynamics of Sugarcane Pre-harvest Burning Fires in São Paulo State between 2008 and 2011. *Revista Brasileira de Cartografia*, n. 66/2, p. 379-392, 2014.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). *MODIS Adaptive Processing System*. NASA, 2017. Disponível em: <<https://earthdata.nasa.gov/eosdis/sips/modaps-sips>>. Acesso em: jul. 2017.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction*. OECD, 2012.

POLETTO, M.C. *Avaliação de empreendimentos do setor sucroalcooleiro: avanços no procedimento de licenciamento*. São Paulo: Cetesb, 2012.

POPE, C.A.; EZZATI, M.; DOCKERY, D.W. Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. *New England Journal of Medicine*, v. 360, p. 376-386, 2009. <https://doi.org/10.1056/NEJMsa0805646>

MARTIN, R.V. Satellite remote sensing of surface air quality. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 34, p. 7823-7843, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.018>

REMER, L.A.; MATTOO, S.; LEVY, R.C.; MUNCHAK, L.A. MODIS 3 km aerosol product: Algorithm and global perspective. *Atmospheric Measurement Techniques*, v. 6, p. 1829-1844, 2013. <https://doi.org/10.5194/amt-6-1829-2013>

RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de-açúcar no Brasil: efeitos à saúde respiratória. *Revista de Saúde Pública*, v. 42, n. 2, p. 1-7, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102008005000009>

ROSÁRIO, N.E.; LONGO, K.M.; FREITAS, S.R.; YAMASOE, M.A.; FONSECA, R.M. Modeling the South American regional smoke plume: aerosol optical depth variability and surface shortwave flux perturbation. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 13, p. 2923-2938, 2013. <https://doi.org/10.5194/acp-13-2923-2013>

SALDIVA, P.H.; POPE, C.A. 3RD.; SCHWARTZ, J.; DOCKERY, D.W.; LICHTENFELS, A.J.; SALGE, J.M.; BARONE, I.; BOHM, G.M. Air Pollution and Mortality in Elderly People: A Time-Series Study in Sao Paulo, Brazil. *Environmental Health*, v. 50, n. 2, p. 159-163, 1995. <https://doi.org/10.1080/00039896.1995.9940893>

SALVIANO, M.F.; GROppo, J.D.; PELLEGRINO, G.Q. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 1, p. 64-73, 2016. <https://doi.org/10.1590/0102-778620150003>

SÃO PAULO (ESTADO). *Lei Estadual nº 11.241, de 19 de setembro de 2002*. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha de cana-de-açúcar e dá providências correlatas. São Paulo, 2002.

SÃO PAULO (ESTADO). *Lei Estadual nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016*. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos - PERH e dá providências correlatas. São Paulo, 2016.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. *Etanol Verde: Relatório Consolidado 2007/2008–2013/2014*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/etanolverde/>>. Acesso em: jun. 2018.

SEGURA, S.; ESTELLÉS, V.; UTRILLAS, M.P.; MARTÍNEZ-LOZANO, J.A. Long term analysis of the columnar and surface aerosol relationship at an urban European coastal site. *Atmospheric Environment*, v. 167, p. 309-322, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.012>

SONG, Z.; FU, D.; ZHANG, X.; HAN, X.; SONG, J.; ZHANG, J.; WANG, J.; XIA, X. MODIS AOD sampling rate and its effect on PM_{2.5} estimation in North China. *Atmospheric Environment*, v. 209, p. 14-22, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.04.020>

WANG, Y.; XIE, Y.; DONG, W.; MING, Y.; WANG, J.; SHEN, L. Adverse effects of increasing drought on air quality via natural processes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 17, p. 12827-12843, 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Ambient Air Pollution: a global assessment of exposure and burden of disease*. Genebra: WHO, 2016. 131 p.

XIE, Z.; QIN, Y.; ZHANG, L.; ZHANG, R. Death Effects Assessment of PM_{2.5} Pollution in China. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 27, n. 4, p. 1813-1821, 2018. <https://dx.doi.org/10.15244/pjoes/77077>

YOU, W.; ZANG, Z.; ZHANG, L.; LI, Y.; WANG, W. Estimating national-scale ground-level PM_{2.5} concentration in China using geographically weighted regression based on MODIS and MISR AOD. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 9, p. 8327-8338, 2016. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-6027-9>

ZHENG, C.; ZHAO, C.; ZHU, Y.; WANG, Y.; SHI, X.; WU, X.; CHEN, T.; WU, F.; QIU, Y. Analysis of influential factors for the relationship between PM_{2.5} and AOD in Beijing. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 17, p. 13473-13489, 2017. <https://doi.org/10.5194/acp-17-13473-2017>



INFLUÊNCIA DO FÓSFORO INORGÂNICO E VALOR DE PH NA REMOÇÃO DE FORMULAÇÃO À BASE DE GLIFOSATO EM AMBIENTE AQUOSO POR ADSORÇÃO

INFLUENCE OF INORGANIC PHOSPHORUS AND PH VALUE ON THE REMOVAL OF AQUEOUS ENVIRONMENT GLYPHOSATE-BASED FORMULATION BY ADSORPTION

Renata Medici Frayne Cuba 

Mestre e doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (USP). Professora adjunta da Escola de Engenharia Civil e Ambiental e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Goiás (UFG) – Goiânia (GO), Brasil.

Débora Cristina Aguiar Chaves Paiva 

Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária pela UFG – Goiânia (GO), Brasil.

Túlio Salatiel Cintra 

Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brasil.

Francisco Javier Cuba Terán 

Mestre e doutor em Hidráulica e Saneamento pela USP. Professor adjunto da Escola de Engenharia Civil e Ambiental da UFG – Goiânia (GO), Brasil.

Endereço para correspondência:

Renata Medici Frayne Cuba – Avenida Universitária, Quadra 86, Lote Área 1488, Setor Leste Universitário – CEP 74605-220 – Goiânia (GO), Brasil – E-mail: renatafrayne@ufg.br

Recebido em: 9/10/2019

Aceito em: 11/3/2019

RESUMO

A degradação dos recursos hídricos provocada pelas atividades antrópicas tem alterado as características físico-químicas de águas superficiais, o que, por sua vez, interfere na mobilidade de compostos capazes de se fixarem em sedimentos. Dessa forma, o presente trabalho avaliou a influência da concentração de fósforo e do valor de potencial hidrogeniônico (pH) na cinética e na capacidade de adsorção do glifosato (solução comercial) em argila expandida, utilizando sistema constituído de coluna de leito fixo operado em regime hidrodinâmico fechado com circulação contínua do adsorbato. Utilizou-se o modelo de planejamento experimental para três concentrações de fósforo, 0,8, 8 e 16 mg L⁻¹ e três valores de pH, 4, 7 e 10, totalizando nove ensaios. Verificou-se que o aumento do pH e da concentração de fósforo levou à diminuição na velocidade de adsorção, enquanto o mecanismo cinético foi afetado somente pela concentração de fósforo, prevalecendo o mecanismo de pseudossegunda ordem nas concentrações de 0,8 e de 8 mg L⁻¹ e o intrapartícula para a maior concentração. A capacidade de adsorção foi afetada por ambos os parâmetros. A cada aumento de 0,16 no valor de pH e 0,22 mg L⁻¹ na concentração de fósforo, a massa adsorvida de glifosato diminuiu em 0,000385 mg g⁻¹ e 0,000205 mg g⁻¹, respectivamente. Dessa forma, concluiu-se que o aumento do pH e da concentração de fósforo diminuiu tanto a capacidade quanto a velocidade de adsorção do glifosato (formulação comercial), enquanto o mecanismo cinético somente foi alterado para a concentração de fósforo de 16 mg L⁻¹.

Palavras-chave: herbicida; nutrientes; adsorção competitiva.

ABSTRACT

Water resources degradation due to atrophic activities has depleted the physical-chemical characteristics of surface waters, interfering in the mobility of the compounds that are capable of settling on sediments. This work assessed the effect of phosphorous concentration and pH value on kinetics and adsorption capacity of glyphosate (commercial solution) in expanded clay, using a bench scale system composed by a batch-operated fixed-bed column reactor with internal recirculation of adsorbate. An experimental planning model was used for three phosphorous concentrations, 0.8, 8 and 16 mg.L⁻¹ as well as three pH values of 4, 7 and 10, totaling 9 tests. It was verified that the increase in pH and phosphorous concentration led to a decrease in adsorption velocity, while the kinetical mechanism was affected just by phosphorous concentration, prevailing a pseudo-second order mechanism for concentrations of 0.8 and 8 mg.L⁻¹, and an intraparticle mechanism for the highest concentration. The adsorption capacity was affected by both parameters. For each increment of 0.16 in pH value and 0.22 mg.L⁻¹ in phosphorous concentration, the adsorbed mass of glyphosate decreased by 0.000385 and 0.000205 mg.g⁻¹, respectively. Thus, it was concluded that the increase in pH and phosphorous concentration decreased both the capacity and speed of glyphosate adsorption (commercial formulation), while the kinetic mechanism was only altered for phosphorous concentration of 16 mg.L⁻¹.

Keywords: herbicide; nutrients; competitive adsorption.

INTRODUÇÃO

O inadequado manejo de insumos agrícolas, somado ao escoamento superficial e lixiviação decorrentes de precipitações pluviométricas, estão entre os principais responsáveis pelo transporte de defensivos agrícolas para os recursos hídricos. A presença dessas substâncias pode levar à morte da biota aquática, a quebras nas cadeias tróficas, à eutrofização dos corpos hídricos e, ainda, inviabilizar ou comprometer os diversos usos da água (NASCIMENTO; NAVAL, 2019).

Entre esses compostos pode-se citar o glifosato ($C_3H_8NO_5P$), [n-(fosfometil)glicina], considerado o principal ingrediente ativo de diversas formulações comerciais de herbicidas organofosforados utilizadas para o controle de ervas daninhas (BENTO *et al.*, 2017).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), o ingrediente ativo glifosato não apresenta características mutagênicas, teratogênicas e carcinogênicas, não é desregulador endócrino e não é tóxico para a reprodução (BRASIL, 2019), porém estudos de ecotoxicidade têm demonstrado efeitos adversos em organismos aquáticos.

Mottier *et al.* (2015) verificaram que ostras (*Crassostrea gigas*) expostas por longos períodos (56 dias) a formulações comerciais de glifosato apresentaram efeitos leves em biomarcadores como crescimento, maturidade sexual, alterações teciduais, atividades enzimáticas e peroxidação lipídica para concentrações consideradas baixas (0,1, 1 e 100 $\mu g L^{-1}$).

Rodrigues *et al.* (2017), após verificaram efeitos tóxicos de formulações à base de glifosato em artêmias (*A. salina*), larvas de peixe-zebra e larvas embrionárias de peixes em concentrações superiores a 14,19, 8,29 e 10,17 $mg L^{-1}$, respectivamente, classificaram os produtos na categoria 3 (perigosos para o ambiente aquático), de acordo com os critérios da Globally Harmonized Classification System.

No entanto, a adsorção desses compostos em partículas de solos ou sedimentos controla sua mobilidade e biodisponibilidade no meio e, conseqüentemente os riscos ao ambiente (AGA *et al.*, 2016). Tal efeito foi demonstrado por Zhang *et al.* (2018), ao avaliarem a toxicidade do glifosato em alga (*M. aeruginosa*), na ausência e presença de partículas de nanoplastico (nPS-NH₂, 200 nm). O resultado demonstrou que con-

centrações de glifosato de 1 e 5 $mg L^{-1}$ causaram efeito inibitório no crescimento da *M. aeruginosa*, porém, na presença de 5 $mg L^{-1}$ das nanopartículas, esse efeito foi reduzido. Isso indica que o glifosato e o nPS-NH₂ tiveram efeito antagônico na inibição de crescimento, explicado pela adsorção do glifosato nas partículas, que alcançou valores de remoção entre 55 e 97%.

Embora os sedimentos sejam reconhecidos como o repositório final da maioria dos contaminantes que alcançam os corpos d'água (CERVI; POLETO, 2018), tais compostos não ficam permanentemente fixados nas superfícies minerais e podem ser disponibilizados para a coluna d'água em consequência de mudanças em parâmetros como potencial hidrogeniônico (pH), potencial redox, ação de microrganismos (POSSAVATZ *et al.*, 2014), assim como presença de outras substâncias com maior afinidade pelos sítios ativos de adsorção (HUANG *et al.*, 2019). Sendo assim, mecanismos de sorção e dessorção são determinantes na mobilidade e na transformação de tais compostos em águas naturais (LI; ZHANG, 2016).

Em ambientes naturais, a adsorção do glifosato sobre superfícies minerais é fortemente afetada pela presença de fósforo inorgânico (ions fosfatos – P-PO₄³⁻) (WAIMAN *et al.*, 2013) e pelo pH do meio (TÉVEZ; AFONSO, 2015).

Com relação à influência do fósforo na adsorção do glifosato, diferentes mecanismos têm sido propostos para explicar a adsorção competitiva de ambos em superfícies como solo e sedimentos, principalmente naquelas constituídas de óxidos de ferro ou alumínio que apresentam alta afinidade pelo glifosato (WAIMAN *et al.*, 2013).

Nesses casos, a adsorção do glifosato ocorreria pela formação de fortes ligações entre Fe-O-P_{glifosato} e Al-O-P_{glifosato} por troca de ligantes entre o grupo fosfonato do glifosato e grupos coordenados de Al-OH e Fe-OH, deslocando moléculas de água coordenadas e/ou ions hidroxila (WAIMAN *et al.*, 2013). No entanto, esse mecanismo é semelhante à adsorção de fósforo inorgânico (YANG *et al.*, 2018), frequentemente introduzido no meio hídrico juntamente com esgotos domésticos e efluentes industriais lançados nos corpos d'água sem ou com tratamento inadequado, ou decorrente da aplicação de fertilizantes em áreas agrícolas.

Como resultado, em ambientes nos quais há presença de ambos, pode-se verificar maior saturação dos sítios de adsorção pelo fósforo inorgânico em função da diferença no tamanho das moléculas. Gimsing e Borggaard (2002) constataram adsorção duas vezes maior para fósforo do que para glifosato em superfícies de goetita durante ensaios de adsorção competitiva entre ambos.

Cruz *et al.* (2007) estudaram a adsorção do glifosato em diferentes tipos de solos e para diferentes relações fósforo/glifosato e constataram que o aumento dessa relação induzia à diminuição da adsorção do glifosato, porém em diferentes intensidades. Por exemplo, sobre a caolita (pH = 5) quando a relação fósforo/glifosato passou de 1 para 5, houve queda de 20% na adsorção do glifosato. Já quando o solo estudado foi a bentonita (pH = 4) a diminuição foi de 18%. Dessa forma, verifica-se que o grau de competição entre fósforo e glifosato irá depender tanto das características do adsorvente quanto da relação glifosato/fósforo.

Outro importante fator que rege a adsorção do glifosato é o pH do meio, em razão de sua ação aditiva sobre a carga elétrica da molécula, que a torna mais negativa com o aumento do pH, em função da dissociação iônica dos grupos carboxila, fosfato e amina (SIDOLI; BARAN; ANGULO-JARAMILLO, 2015).

Mayakaduwa *et al.* (2016), ao alterarem o pH do meio de 5 para 6, obtiveram aumento na remoção de glifosato por adsorção em biocarvão produzido com resíduos de madeira de 11,03 para 21,6 mg g⁻¹, respectivamente. Esse fato está associado ao grau de ionização da molécula. Por outro lado, dependendo das características do meio adsorvente, este também pode tornar-se negativamente carregado com o aumento do pH, criando

condições eletrostaticamente desfavoráveis para a adsorção (CANDELA *et al.*, 2007).

Tal situação foi verificada por Pereira *et al.* (2019), ao estudarem a adsorção do glifosato em partículas de óxido de ferro hidratado (ferrihidrita). No estudo, à medida que o pH do meio se alterou de 2 para 7, a remoção do glifosato diminuiu de, aproximadamente, 140 para 20 mg g⁻¹, respectivamente. Orcelli *et al.* (2018) também verificaram o efeito de repulsão eletrostática entre glifosato e superfície do adsorvente (goetita) com aumento do pH de 2,0-2,3 a 8,1-8,5.

Embora o conhecimento sobre a influência do pH e a concentração de fósforo inorgânico na mobilidade do glifosato em corpos d'água seja importante tanto do ponto de vista ambiental quanto de saúde, a maior parte dos estudos realizados focaram o comportamento do composto no solo, e não é possível extrapolar tais informações para o meio aquoso. Quando realizados em matrizes aquosas, os ensaios foram conduzidos com o uso de compostos puros, cujo comportamento pode ser diferente do observado para formulações comerciais do composto, dada a presença de outros constituintes.

Sendo assim, a realização de ensaios com vistas à obtenção de parâmetros cinéticos e de adsorção em meio aquoso utilizando formulações comerciais é ferramenta importante para a compreensão do processo e a previsão do comportamento do composto no meio.

Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo investigar a influência da concentração de fósforo inorgânico e do valor do pH na cinética de adsorção de formulações à base de glifosato, por meio de estudo randomizado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Sistema experimental

Para a realização dos ensaios, utilizou-se sistema constituído de uma coluna de leito fixo confeccionada em acrílico, medindo 50 cm de altura e 8 cm de diâmetro interno. O material adsorvente utilizado no preenchimento do leito foi argila expandida Cinexpan® tipo 2215, composta de 18,9% de alumínio (Al₂O₃) e 7,63% de ferro (Fe₂O₃), com formato arredondado, granu-

lométrico entre 15 e 22 mm e densidade aparente de 500 kg.m⁻³ ± 10% (especificações do fabricante).

Utilizaram-se 580 g de argila previamente lavada e seca em estufa à temperatura de 105°C por 24 horas, de forma que o volume útil reacional da coluna foi de 1,2 L. A higienização e a secagem do material foram realiza-

das para retirar impurezas e umidade residual que pudessem interferir na medida de massa.

Para garantir maior contato entre o meio líquido que continha os adsorbatos e a argila, operou-se o sistema em regime de fluxo hidrodinâmico fechado com circulação contínua da solução. Para tal, usou-

Reagentes e soluções

Preparou-se a solução estoque de glifosato (500 mg L^{-1}) com produto comercial Roundup® Original DI, constituído de sal de Di-amônio de N-(fosfonometil) glicina (44,5% (m/v), equivalente a 37% (m/v) do ácido N-(fosfonometil) glicina) e outros ingredientes (75,1% (m/v))

Amostragem e análises físico-químicas

Cada ensaio teve duração de 12 horas, período em que se realizaram 15 amostragens (alíquotas de 5 mL cada) para a determinação dos valores de pH e concentração de glifosato. O pH foi medido pelo método potenciométrico com pHmetro da marca Tecnal. A concentração de glifosato foi mensurada pelo método espectrofotométrico proposto por Bhaskara e Nagaraja (2006), que consiste na formação do produto roxo de Ruhemann em decorrência da reação entre glifosato e ninidrina, na presença de molibdato de sódio, em meio aquoso neutro, à temperatura de 90°C .

Capacidade e cinética de adsorção do glifosato

Realizaram-se as determinações da capacidade e cinética de adsorção do glifosato no meio suporte, empregando o sistema e condições experimentais descritos em sistema experimental.

Obtiveram-se os dados de glifosato adsorvido por massa de argila em função do tempo de amostragem por meio da Equação 1 (MAYAKADUWA *et al.*, 2016), e a porcentagem de remoção por meio da Equação 2.

$$q_t = \frac{((C_0 - C_t) \cdot V)}{m} \quad (1)$$

$$\% \text{ remoção} = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

-se uma bomba submersível com vazão de $80,00 \pm 0,34 \text{ L h}^{-1}$, alocada em reservatório externo com capacidade volumétrica de 150 mL. Manteve-se o sistema à temperatura média ambiente de $22 \pm 2^\circ\text{C}$, por meio de termostato com aquecedor da marca Roxin Ht-1300 200w.

não declarados pela empresa. Preparou-se a solução estoque de fósforo em concentração de 2 g L^{-1} (P-PO_4^{3-}) com sal fosfato de potássio dibásico (K_2HPO_4) padrão analítico (PA). Todas as soluções foram preparadas com água ultrapura.

Previamente à análise de glifosato, filtraram-se as amostras em membranas de celulose $0,45 \mu\text{m}$ e ajustou-se o pH para 7 com solução de H_2SO_4 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ou NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Construiu-se a curva de calibração (coeficiente de determinação — $R^2 = 0,9919$) do glifosato utilizando-se soluções preparadas com o produto comercial adotado nos ensaios para evitar a interferência dos demais compostos presentes neles, em comparação com o produto puro (PEREIRA, 2011). A faixa de trabalho adotada foi de $0,1$ a $3,5 \text{ mg L}^{-1}$, e as leituras foram feitas em 570 nm , com o uso de espectrofotômetro UV DR 6000 Hach.

Em que:

q_t = a quantidade de glifosato adsorvido por massa de adsorvente (mg g^{-1}) no tempo t (min);

C_0 e C_t = as concentrações de glifosato em solução (mg L^{-1}) iniciais e no tempo t , respectivamente;

V = o volume da solução (L);

m = a massa de argila (g).

Com o intuito de elucidar a interferência da concentração de fósforo e dos valores de pH do meio na cinética de adsorção do glifosato na argila, ajustaram-se os dados aos modelos cinéticos de pseudoprimeira ordem, pseudossegunda ordem e difusão intrapartícula (MAYAKADUWA *et al.*, 2016).

A forma não linear dos modelos de pseudoprimeira ordem e pseudossegunda ordem são descritos pelas equações 3 e 4, respectivamente.

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (4)$$

Em que:

k_1 e k_2 = as constantes de adsorção de pseudoprimeira ordem (min^{-1}) e pseudossegunda ordem ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$).

O modelo de difusão intrapartícula encontra-se descrito na Equação 5.

$$q_t = k_{\text{dif}} t^{1/2} + C \quad (5)$$

Em que:

k_{dif} = a constante da taxa de difusão intrapartícula ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{1/2}$);

C (mg g^{-1}) = o parâmetro constante relacionado com a resistência à difusão.

Adotaram-se as formas não linearizadas das equações, pois Vithanage *et al.* (2016) sugerem que elas produzem menores discrepâncias quando comparadas com os ajustes a equações linearizadas. Para avaliar a qualidade dos ajustes, tomaram-se como critérios os valores dos R^2 .

Modelo de planejamento experimental aplicado aos ensaios de adsorção

O planejamento adotado foi o modelo do tipo *randomized complete block design* (RCBD), e empregaram-se gráficos de superfície resposta para avaliar a influência do pH e da concentração de fósforo inorgânico na adsorção do glifosato, assim como o efeito sinérgico entre eles.

Na Tabela 1, apresentam-se as condições de pH e as concentrações de fósforo inorgânico adotadas.

Escolheram-se os valores de pH de forma a se obterem meios ácido, neutro e básico, assim como diferentes estados de ionização da molécula de glifosato ($\text{pk}_1 = 0,8$; $\text{pk}_2 = 2,16$; $\text{pk}_3 = 5,46$; $\text{pk}_4 = 10,14$). Fez-se o ajuste do pH por meio de solução H_2SO_4 0,1 mol L^{-1} ou NaOH 0,1 mol L^{-1} .

A concentração de glifosato adotada nos ensaios não sofreu alteração e determinou-se em função de resultados obtidos por Prata *et al.* (2003) que, ao analisarem a influência do fósforo na adsorção de glifosato em solo, verificaram que, quanto maior a concentração do

herbicida, maior o efeito competitivo na adsorção, sendo a máxima concentração estudada pelos autores a de 6,7 mg L^{-1} . Dessa forma, definiu-se que a concentração adotada neste estudo seria superior às do referido estudo, sendo estabelecida em 8 mg L^{-1} .

Para obter diferentes relações glifosato/fósforo inorgânico, adotaram-se três concentrações de fósforo na forma de fosfato (P-PO_4^{3-}): 0,8, 8 e 16 mg L^{-1} . Esses valores forneceram relações glifosato/fósforo de 10, 1 e 0,5, definidas em função da máxima concentração de glifosato + ácido aminometilfosfônico (AMPA) (500 $\mu\text{g L}^{-1}$) permitida em água de abastecimento segundo Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), e valores de concentrações de fósforo total para ambientes lóticos mesotróficos (50 $\mu\text{g L}^{-1}$), supereutróficos (500 $\mu\text{g L}^{-1}$) e hipereutróficos (1.000 $\mu\text{g L}^{-1}$) (CETESB, 2017).

Com base nos dados obtidos na execução do planejamento experimental, serviu-se do *software* Origin 9.0

Tabela 1 – Planejamento *randomized complete block design* (RCBD) adotado no ensaio de adsorção.

P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)*	pH		
	4	7	10
0,8	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
8	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
16	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9

*Concentração de fósforo inorgânico na forma de fosfato.

para os cálculos da ordem de reação e das constantes cinéticas, e do *software* Statistica para análise de re-

gressão múltipla e análise de superfície de resposta, com nível de significância de 5% ($p < 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Efeito da concentração de fósforo e valor do pH de adsorção na cinética de adsorção

Na Tabela 2 apresentam-se os resultados do ajuste cinético obtido nas diferentes condições de concentração de fósforo e pH.

Ao analisar os dados apresentados na Tabela 2, pode-se verificar que os ensaios com concentrações de 0,8 e 8 mg L⁻¹ (P-PO₄³⁻) e valor de pH = 7 foram os que apresentaram os valores de R² mais elevados, demonstrando melhores ajustes, com predominância do modelo cinético de pseudossegunda ordem. Nessas situações, a adsorção é controlada principalmente por fenômenos de superfície e não de difusão (CHEN *et al.*, 2016).

O fato de o modelo de pseudossegunda ordem ter apresentado maiores valores de R² quando comparados aos de pseudoprimeira ordem indica que a quimissorção é o mecanismo predominante (DIVISEKARA; NAVARATNE; ABEYSEKARA, 2018).

Essa hipótese pode ser corroborada pelos resultados obtidos por Dideriksen e Stipp (2003) que, ao estudarem a adsorção do glifosato em superfície de goetita (minério de ferro), observaram, por meio de microscopia de força atômica, que ela era controlada por estruturas básicas presentes na superfície do minério, que se ligavam fortemente ao composto mediante troca com grupos hidroxilas coordenados individualmente, ou seja, a adsorção ocorria em sítios específicos.

O modelo intrapartícula, embora não tenha sido o mecanismo predominante para as concentrações de 0,8 e 8 mg L⁻¹ (P-PO₄³⁻), também apresentou ajuste satisfatório. Essa situação também foi verificada por Yamaguchi, Rubio e Bergamasco (2019), que estudaram a adsorção do glifosato em biocarvão impregnado com ferro e manganês. Os autores sustentaram que o ajuste satisfatório para o modelo intrapartícula indica a com-

Tabela 2 – Resumo do ajuste dos modelos cinéticos sob diferentes condições de pH e concentração de fósforo e seus respectivos coeficientes de determinação (R²).

Ensaio	Condições		Modelos Cinéticos					
	pH	Fósforo mg L ⁻¹ (P-PO ₄ ³⁻)	Pseudoprimeira ordem		Pseudossegunda ordem		Intrapartícula	
			R ²	k ₁	R ²	k ₂	R ²	K _{dif}
1	4	0,8	*	*	*	*	0,8548	6,7043 × 10 ⁻⁴
2	7		0,9604	0,02026	0,9629	1,41438	0,9151	6,6992 × 10 ⁻⁴
3	10		0,7265	0,00216	0,7353	0,10264	0,7136	3,9694 × 10 ⁻⁴
4	4	8	0,8331	0,01441	0,8372	1,24404	0,6969	5,1671 × 10 ⁻⁴
5	7		0,9030	0,00747	0,9312	0,40705	0,8119	5,6558 × 10 ⁻⁴
6	10		0,9066	9,003x10 ⁻⁴	0,9059	0,00908	0,8631	5,5007 × 10 ⁻⁴
7	4	16	0,7532	0,0014	0,7563	0,04113	0,8173	3,5335 × 10 ⁻⁴
8	7		*	*	*	*	0,7480	5,8266 × 10 ⁻⁴
9	10		*	*	*	*	0,7454	3,7667 × 10 ⁻⁴

*Não houve ajuste aos modelos testados; k₁ (min⁻¹); k₂ (g mg⁻¹ min⁻¹); K_{dif} (mg g⁻¹ min^½).

plexidade do mecanismo de adsorção, e tanto a adsorção superficial quanto a difusão contribuem para a etapa limitante do processo.

Em contrapartida, a dinâmica de adsorção do glifosato se distinguiu quando o meio líquido apresentou concentração de fósforo ($P-PO_4^{3-}$) de 16 mg L^{-1} . Almeida, Machado e Debacher (2004) afirmaram que a adsorção do glifosato na presença de baixas concentrações de fósforo inorgânico tende a ocorrer rapidamente. Porém, à medida que a concentração de fósforo aumenta, íons fosfatos competem com o glifosato pelos sítios de adsorção, ocupando-os preferencialmente (WAIMAN *et al.*, 2016).

As menores velocidades de adsorção do glifosato em função do aumento da concentração de fósforo inorgânico podem ser corroboradas ao se analisar a Figura 1, que apresenta os resultados dos ajustes cinéticos para as três concentrações de fósforo ($P-PO_4^{3-}$), considerando $\text{pH} = 7$.

Ao se compararem os perfis cinéticos dos ensaios realizados com $0,8$ e $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo ($P-PO_4^{3-}$) apresentados nas Figuras 1A e 1B, respectivamente, e os dados das constantes cinéticas aparentes de pseudo-segunda ordem na Tabela 1, verifica-se que, para a menor concentração de fósforo, a velocidade de adsorção do glifosato foi maior, com valores de k_2 de $1,41438$ e

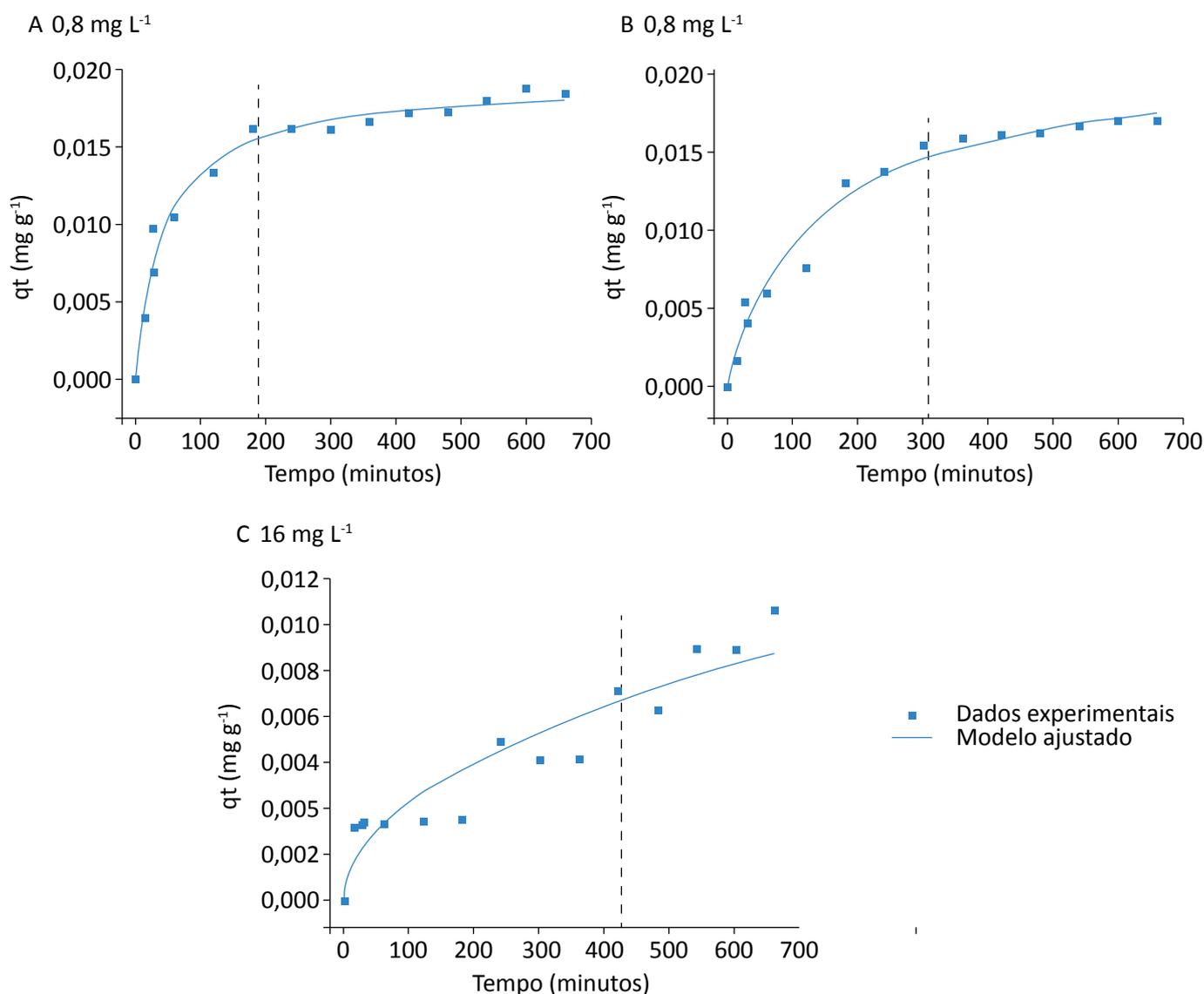


Figura 1 – Ajustes cinéticos para as três concentrações de fósforo ($P-PO_4^{3-}$): (A) $0,8 \text{ mg g}^{-1}$, (B) $8,0 \text{ mg g}^{-1}$ e (C) 16 mg g^{-1} e $\text{pH} = 7$.

0,40705 g mg⁻¹ min⁻¹ e remoção média de 90% de glifosato em 180 e 300 min, respectivamente.

Com relação ao ensaio com 16 mg L⁻¹ de fósforo, não é possível comparar o valor da constante cinética obtida com os dos demais ensaios, visto que os dados experimentais do ensaio apresentaram ajustes ao modelo de intrapartícula. Porém, pode-se inferir que a velocidade foi ainda menor quando comparada às demais, pois o tempo necessário para adsorver os mesmos 90% da massa inicial de glifosato foi de 600 min, ou seja, 3,3 vezes maior que o obtido para o ensaio com 0,8 mg L⁻¹.

Outros estudos apresentados na literatura também obtiveram o mesmo comportamento com relação às velocidades de adsorção. Dideriksen e Stipp (2003), ao estudarem a influência do fósforo na adsorção do glifosato em goetita, verificaram que a adsorção de íons fosfato ocorreu em concentração 3,2 vezes maior que a do glifosato. Comportamento semelhante foi obtido

por Gimsing e Borggaard (2002), que obtiveram duas vezes mais adsorção de fósforo (na forma de fosfato).

Para ambos os casos, a explicação baseia-se no fato de a estrutura molecular do fosfato ser menor que a do glifosato, fazendo com que o segundo ocupe maior espaço e reduzindo, portanto, o número de sítios de adsorção disponíveis (GIMSING; BORGGAARD, 2002).

Dessa forma, acredita-se que, com a saturação dos sítios de adsorção na superfície da argila pelo fósforo, o mecanismo intrapartícula passou a ser determinante na adsorção do glifosato, conforme observado e explicado por Houry *et al.* (2010) em seus experimentos com diferentes concentrações de glifosato.

Na Figura 2, apresentam-se imagens de microscopia eletrônica de varredura do material utilizado como adsorvente, nas quais é possível verificar a sua considerável porosidade.

Efeito da concentração de fósforo, do valor do pH e do tempo de contato na adsorção do glifosato

Avaliou-se a influência do tempo de contato, da concentração de fósforo inorgânico (P-PO₄³⁻) e do valor do pH de adsorção por meio de regressão múltipla, levando-se em consideração as variáveis tempo, concentração de fósforo e pH. Como resposta empregou-se a massa de glifosato adsorvida por massa de argila (MA). Na Tabela 3, apresentam-se os resultados da análise de regressão múltipla para verificação do efeito das variá-

veis tempo de contato, pH e concentração de fósforo sobre a MA.

A regressão múltipla testou a significância do ajuste com R² = 0,64 e, por meio do teste t, estimaram-se os coeficientes β para cada variável.

Ao interpretar os dados obtidos, o coeficiente β do tempo indica que ele possui 75% de correlação positiva, o que significa que, a cada 0,75 h, há o aumento de

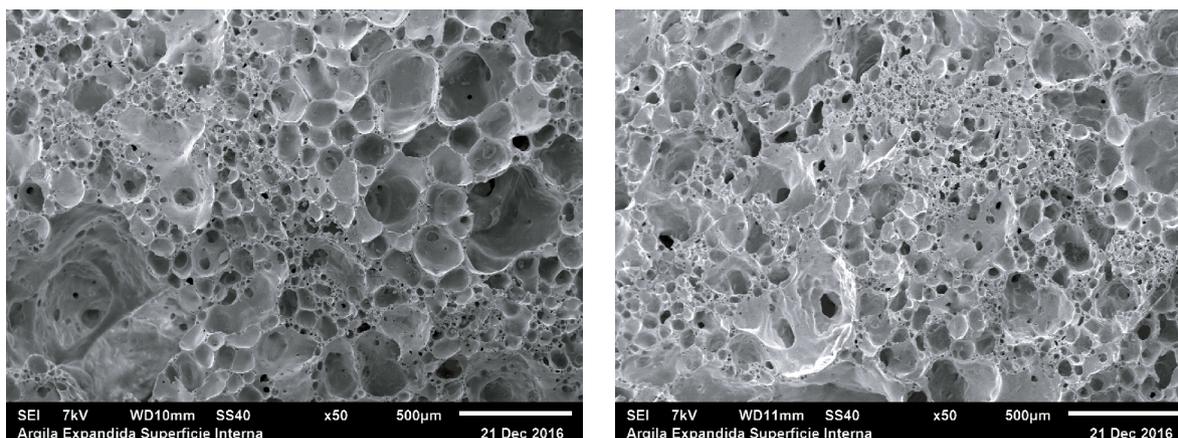


Figura 2 – Imagens por microscopia eletrônica de varredura (MEV) da argila expandida antes do ensaio de adsorção.

0,001072 mg.g⁻¹ da MA. Já os coeficientes β do pH e da concentração de fósforo indicam correlação negativa. No entanto, com valores inferiores de 16 e 22%, isso indica que, a cada aumento de 0,16 no valor de pH e 0,22 mg L⁻¹ da concentração de fósforo, a MA diminui em 0,000385 mg g⁻¹ e 0,000205 mg g⁻¹, respectivamente.

O valor de p permite afirmar que o comportamento da MA se explica pelas mudanças no tempo de contato ($p < 0,05$), pH ($p < 0,05$) e concentração de fósforo ($p < 0,05$), com intervalo de confiança superior a 95%.

Realizou-se análise da superfície resposta com modelo quadrático (Figura 3) e obteve-se Equação 6, relativa ao pH e ao fósforo, a fim de avaliar o comportamento da MA.

$$MA = 0,0043 + 0,0008.X + 0,0043.Y - 5,8064.E - 5.X.X - 3,1031.E - 6.X.Y - 0,0003.Y.Y \quad (6)$$

Analisando o gráfico apresentado na Figura 3, pode-se observar que a região onde se têm maiores valores de MA é a representada pela coloração de vermelho intenso, na qual se encontra o pH 7 e concentração de fósforo inferior a 8 mg L⁻¹. Esses dados representam remoção média máxima de 55,2% e mínima de 35,7%, conforme se observa no gráfico da Figura 4.

Os resultados apresentados na Figura 4 demonstram que as menores remoções de glifosato ocorreram em pH igual a 10, independentemente da concentração de fósforo utilizada. Tévez e Afonso (2015) relatam que diferentes estudos de adsorção do glifosato em solos

Tabela 3 – Dados resultantes da análise de regressão múltipla para verificação do efeito das variáveis tempo, pH e fósforo sobre a MA.

$R^2 = 0,64323727; F(3,140) = 84,139$				
	Coeficientes		Estatística	
	β	B	t(140)	p
Intercepto		0,006937	6,82424	< 0,001
Tempo	0,752319	0,001072	14,90308	< 0,001
pH	-0,165340	-0,000385	-3,27532	0,001330
Fosfato	-0,223420	-0,000205	-4,42584	0,000019

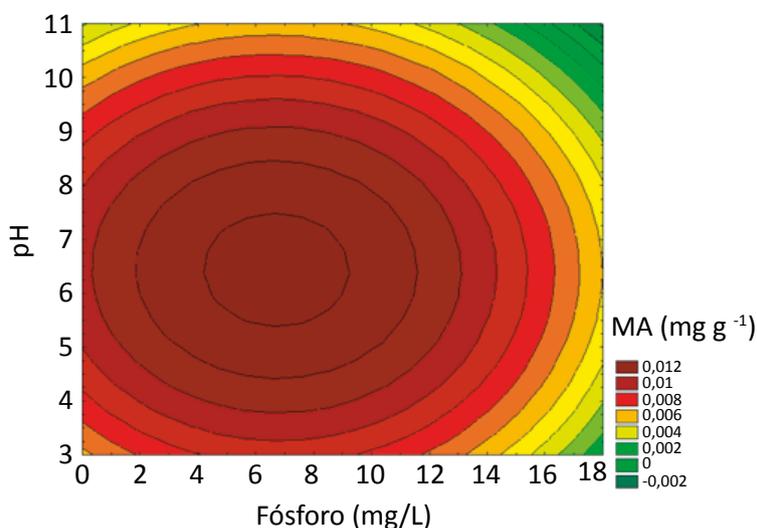
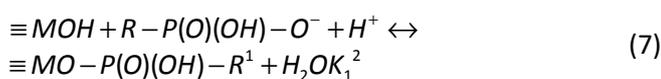


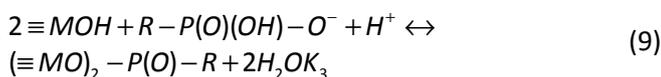
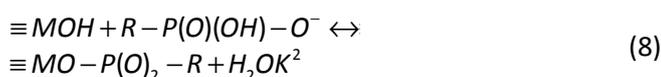
Figura 3 – Superfície resposta do modelo quadrático da relação pH/fósforo sob a MA.

obtiveram diminuição na capacidade de adsorção com o aumento do pH, evidenciando comportamento de adsorção aniônica.

De acordo com Yan e Jing (2018), a dependência do pH para a formação de complexos de superfície entre glifosato e ferro ou glifosato e alumínio presentes nas superfícies dos minerais pode ser atribuída ao mecanismo de troca de ligantes, com substituição do grupo hidroxila (OH^-). Isso está representado nas equações 7, 8 e 9 propostas por Barja e Afonso (2005) e Khoury *et al.* (2010), em que M representa os átomos de ferro (Fe) ou alumínio (Al).



K_1 , K_2 e K_3 = as constantes de estabilidade para os complexos de superfície.



Embora o glifosato seja um agente quelante tridentado em razão da presença de três grupos funcionais polares (amina, carboxila e fosfato), somente o grupo fosfatado participa de forma significativa e direta do mecanismo de adsorção segundo as equações 7, 8 e 9 sugeridas por Yan e Jing (2018).

Sendo assim, sob condições ácidas, grupos fosfatos do glifosato se concentram na superfície do mineral em razão de atração eletrostática, favorecendo, energeticamente, a substituição do grupo OH^- presente na superfície do minério para formar estruturas bidentadas (mono e binuclear). Porém, com o aumento do pH, a competição com o OH^- do meio impede a reação de troca de ligante entre o grupo fosfato do glifosato e os da superfície, o que resulta em desaparecimento sucessivo da configuração de complexos bidentados (YAN; JING, 2018).

Também se pode observar que o aumento da concentração de fósforo de 0,8 para 16 mg L^{-1} (P-PO_4^{3-}) resultou em diminuição na remoção do glifosato de 20,62, 14,28 e 4,09% para os valores de pH 4, 7 e 10, respectivamente, o que equivale à diminuição de remoção de massa de glifosato/massa de argila de 0,006, 0,002 e 0,001 mg g^{-1} .

A competição por sítios de adsorção entre glifosato e fósforo inorgânico também seria a explicação para esses resultados, principalmente se levarmos em consideração que o mecanismo de ligação de ambos com a superfície do minério de ferro se dá por meio da substituição de ligantes OH, conforme explicado anteriormente. Esse fato também explicaria os menores valores de remoção do glifosato para $\text{pH} = 10$, visto que o excesso de hidroxilas no meio também compete com os íons fosfatos (DIDERIKSEN; STIPP, 2003).

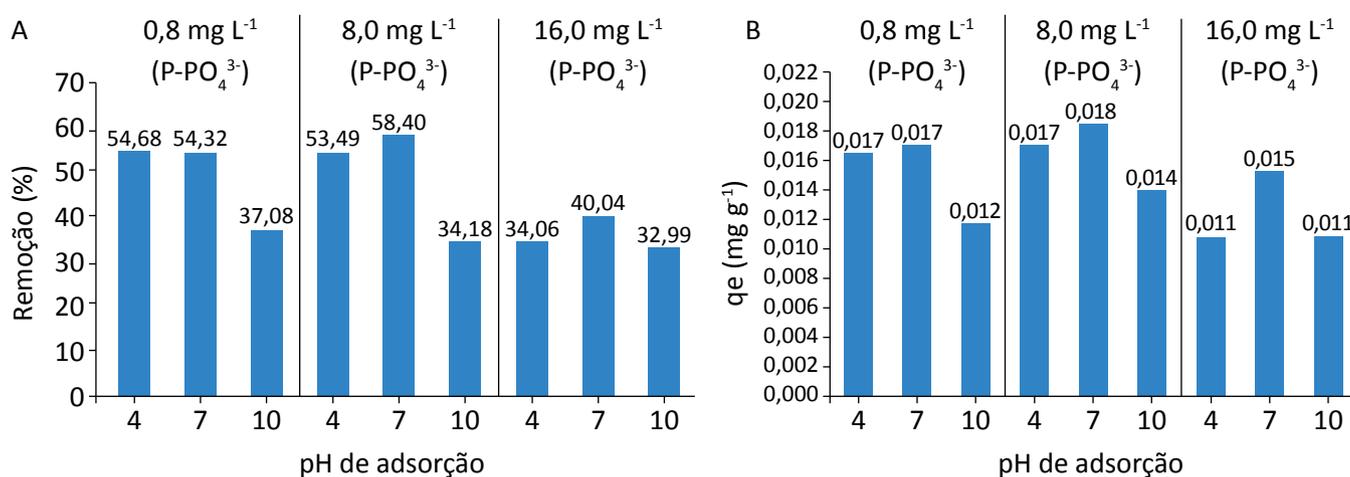


Figura 4 – (A) Porcentagem de remoção de glifosato e (B) massa de glifosato adsorvida por massa de argila em função da concentração de fósforo inorgânico e do valor de pH do meio.

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que tanto a capacidade quanto a velocidade de adsorção do glifosato (formulação comercial) em superfícies conformadas por óxidos de ferro e alumínio, como a argila expandida, foram afetadas pelo aumento da concentração de fósforo inorgânico e do pH do meio.

Os ensaios cinéticos evidenciaram que, para as concentrações de 0,8 e 8 mg L⁻¹ de fósforo (P-PO₄³⁻), o mecanismo predominante na adsorção é o de pseudossegunda

ordem, enquanto para a concentração de 16 mg L⁻¹ é o intrapartícula, independentemente do pH.

Os resultados da análise de regressão múltipla demonstraram que, a cada aumento de 0,16 no valor de pH e 0,22 mg L⁻¹ na concentração de fósforo, a massa adsorvida de glifosato diminui em 0,000385 e 0,000205 mg g⁻¹, respectivamente. O pH próximo à neutralidade e concentrações de 8 mg L⁻¹ de fósforo foram as condições mais adequadas para a adsorção do glifosato com remoção de 58,4%, equivalente a 0,017 mg g⁻¹ de glifosato por massa de material adsorvente.

REFERÊNCIAS

- AGA, D.S.; LENCZEWSKI, M.; SNOW, D.; MUURINEN, J.; SALLACH, J.B.; WALLACE, J.S. Challenges in the measurement of antibiotics and in evaluating their impacts in agroecosystems: a critical review. *Journal of Environmental Quality Abstract*, v. 45, n. 2, p. 407-419, 2016. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0393>
- ALMEIDA, C.A.P.; MACHADO, C.; DEBACHER, N.A. Adsorption of methylene blue as a model for the use of Barro Branco as alternative adsorbent for color removal. *Progress in Colloid and Polymer Science*, v. 128, p. 278-282, 2004. <https://doi.org/10.1007/b97109>
- BARJA, B.C.; AFONSO, M.D. Aminomethylphosphonic acid and glyphosate adsorption onto goethite: A comparative study Environmental. *Science & Technology*, v. 39, n. 2, p. 585-592, 2005. <https://doi.org/10.1021/es035055q>
- BENTO, C.P.M.; GOOSSENS, D.; REZAEI, M.; RIKSEN, M.; MOL, H.G.J.; RITSEMA, C.J.; GEISSEN, V. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental Pollution*, v. 220, parte B, p. 1079-1089, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.033>
- BHASKARA, B.L.; NAGARAJA, P. Direct sensitive spectrophotometric determination of glyphosate by using ninhydrin as a chromogenic reagent in formulations and environmental water samples. *Helvetica Chimica Acta*, v. 89, n. 11, p. 2686-2693, 2006. <https://doi.org/10.1002/hlca.200690240>
- BRASIL. Nota Técnica nº 23/2018/SEI/CREAV/GEMAR/GGTOX/DIRE3/ANVISA sobre as conclusões da reavaliação do Glifosato com as respectivas recomendações e proposta de minuta de RDC a ser submetida à consulta pública. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2019. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117833/Nota+t%C3%A9cnica+23+de+2018+-+Glifosato/faac89d6-d8b6-4d8c-8460-90889819aaf7>>. Acesso em: 11 fev. 2020.
- BRASIL. *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde*. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. 2017.
- CANDELA, L.; ÁLVAREZ-BENEDÍ, J.; CONDESSO DE MELO, M.T.; RAO, P.S.C. Laboratory studies on glyphosate transport in soils of the Maresme area near Barcelona, Spain: Transport model parameter estimation. *Geoderma*, v. 140, n. 1-2, p. 8-16, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.013>
- CERVI, E.C.; POLETO, C. Ecological risk assessment of freshwater sediments in Brazil. *Revista Brasileira de ciências Ambientais*, n. 48, p. 1-20, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180234>

- CHEN, F.; ZHOU, C.; LI, G.; PENG, F. Thermodynamics and kinetics of glyphosate adsorption on resin D301. *Arabian Journal of Chemistry*, v. 9, Supl. 2, p. S1665-S1669, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2012.04.014>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo, Apêndice D*. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Apêndice-D_-Índices-de-Qualidade-das-Águas.pdf>. Acesso em: 2 out. 2019.
- CRUZ, L.H.D.; SANTANA, H.D.; ZAIA, C.T.B.V.; ZAIA, D.A.M. Adsorption of glyphosate on clays and soils from Paraná State: effect of pH and competitive adsorption of phosphate. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 50, n. 3, p. 385-394, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000300004>
- DIDERIKSEN, K; STIPP, S.L.S. The adsorption of glyphosate and phosphate to goethite: A molecular-scale atomic force microscopy study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 67, n. 18, p. 3313-3327, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0016-7037\(02\)01369-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7037(02)01369-8)
- DIVISEKARA, T.; NAVARATNE, A.N.; ABEYSEKARA, A.S.K. Impact of a commercial glyphosate formulation on adsorption of Cd(II) and Pb(II) ions on paddy soil. *Chemosphere*, v. 198, p. 334-341, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.155>
- GIMSING, A.L.; BORGGAARD, O.K. Competitive adsorption and desorption of glyphosate and phosphate on clay silicates and oxides. *Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Chemistry Clay Minerals*, v. 37, n. 3, p. 509-515, 2002. <https://doi.org/10.1180/0009855023730049>
- HUANG, D.; WU, J.; WANG, L.; LIU, X.; MENG, J.; TANG, X.; TANG, C.; XU, J. Novel insight into adsorption and co-adsorption of heavy metal ions and an organic pollutant by magnetic graphene nanomaterials in water. *Chemical Engineering Journal*, v. 358, p. 1399-1409, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.138>
- KHOURY, G.A.; GEHRIS, T.C.; TRIBE, L.; SÁNCHEZ, R.M.T.; AFONSO, M.S. Glyphosate adsorption on montmorillonite: An experimental and theoretical study of surface complexes. *Applied Clay Science*, v. 50, n. 2, p. 167-175, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2010.07.018>
- LI, J.; ZHANG, H. Adsorption-desorption of oxytetracycline on marine sediments: Kinetics and influencing factors. *Chemosphere*, v. 164, p. 156-163, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.100>
- MAYAKADUWA, S.S.; KUMARATHILAKA, P.; HERATH, I.; AHMAD, M.; AL-WABEL, M.; OK, Y.S.; USMAN, A.; ABDULJABBAR, A.; VITHANAGE, M. Equilibrium and kinetic mechanisms of woody biochar on aqueous glyphosate removal. *Chemosphere*, v. 144, p. 2516-2521, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.080>
- MOTTIER, A.; SÉGUIN, A.; DEVOS, A.; PABIC, C.L.; VOISEUX, C.; LEBEL, J.M.; SERPENTINI, A.; FIEVET, B.; COSTIL, K. Effects of subchronic exposure to glyphosate in juvenile oysters (*Crassostrea gigas*): From molecular to individual levels. *Marine Pollution Bulletin*, v. 95, n. 2, p. 665-677, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.026>
- NASCIMENTO, L.C.; NAVAL, L.P. Toxicidade determinada pelo uso dos agrotóxicos em organismos indicadores de qualidade de água. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 53, p. 69-80, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190466>
- ORCELLI, T.; MAURO, E.; URBANO, A.; VALEZI, D.; COSTA, A.; ZAIA, C.; ZAIA, D. Study of Interaction Between Glyphosate and Goethite Using Several Methodologies: an Environmental Perspective. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 229, p. 1-18, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3806-1>
- PEREIRA, J. *Remoção de pesticidas em água utilizando adsorventes a base de borra de café*. 102f. Dissertação (Mestrado em Educação em Química) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

- PEREIRA, R.C.; ANIZELLI, P.R.; DI MAURO, E.; VALEZI, D.F.; COSTA, A.C.S.; ZAIA, C.T.B.V.; ZAIA, D.A.M. The effect of pH and ionic strength on the adsorption of glyphosate onto ferrihydrite. *Geochemical Transactions*, v. 20, 2019. <https://doi.org/10.1186/s12932-019-0063-1>
- POSSAVATZ, J.; ZEILHOFER, P.; PINTO, A.A.; TIVES, A.L.; DORES, E.F.G.C. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Ambiente & Água*, v. 9, n. 1, p. 83-96, 2014. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1263>
- PRATA, F.; CARDINALI, V.C.B.; LAVORENTI, A.; TORNISIELO, V.L.; REGITANO, J.B. Glyphosate sorption and desorption in soils with distinct phosphorus levels. *Scientia Agricola*, v. 60, n. 1, p. 175-180, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162003000100026>
- RODRIGUES, L.B.; OLIVEIRA, R.; ABE, F.R.; BRITO, L.B.; MOURA, D.S.; VALADARES, M.C.; GRISOLIA, C.K.; OLIVEIRA, D.P.; OLIVEIRA, G.A.R. Ecotoxicological assessment of glyphosate-based herbicides: Effects on different organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 36, n. 7, p. 1755-1763, 2017. <https://doi.org/10.1002/etc.3580>
- SIDOLI, P.; BARAN, N.; ANGULO-JARAMILLO, R. Glyphosate and AMPA adsorption in soils: laboratory experiments and pedotransfer rules. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 23, n. 6, p. 5733-5742, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5796-5>
- TÉVEZ, H.R.; AFONSO, M.S. pH dependence of Glyphosate adsorption on soil horizons. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, v. 67, n. 3, p. 509-516, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-33222015000300013&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 8 out. 2019.
- VITHANAGE, M.; MAYAKADUWA, S.S.; HERATH, I.; OK, Y.S.; MOHAN, D. Kinetics, thermodynamics and mechanistic studies of carbofuran removal using biochars from tea waste and rice husks. *Chemosphere* v. 150, p. 781-789, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.002>
- WAIMAN, C.V.; ARROYAVE, J.M.; CHEN, H.; TAN, W.; AVENA, M.J.; ZANINI, G.P. The simultaneous presence of glyphosate and phosphate at the goethite surface as seen by XPS, ATR-FTIR and competitive adsorption isotherms. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 498, p. 121-127, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2016.03.049>
- WAIMAN, C.V.; AVENA, M.J.; REGAZZONI, A.E.; ZANINI, G.P. A real time in situ ART-FTIR spectroscopic study of glyphosate desorption from goethite as induced by phosphate adsorption: Effect of surface coverage. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 394, p. 485-489, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2012.12.063>
- YAMAGUCHI, N.; RUBIO, A.; BERGAMASCO, R. Activated carbon loaded with manganese and iron for glyphosate adsorption: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Ambiente & Água*, v. 14, n. 6, p. 1-15, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2414>
- YAN, W.; JING, C. Molecular Insights into Glyphosate Adsorption to Goethite Gained from ATR-FTIR, Two-Dimensional Correlation Spectroscopy, and DFT Study. *Environmental Science & Technology*, v. 52, n. 4, p. 1946-1954, 2018. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05643>
- YANG, Q.; WANG, X.; LUO, W.; SUN, J.; XU, Q.; CHEN, F.; ZHAO, J.; WANG, S.; YAO, F.; WANG, D.; LI, X.; ZENG, G. Effectiveness and mechanisms of phosphate adsorption on iron-modified biochars derived from waste activated sludge. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 537-544, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.136>
- ZHANG, Q.; QU, Q.; LU, T.; KE, M.; ZHU, Y.; ZHANG, M.; ZHANG, Z.; DU, B.; PAN, X.; SUN, L.; QIAN, H. The combined toxicity effect of nanoplastics and glyphosate on *Microcystis aeruginosa* growth. *Environmental Pollution*, v. 243, parte B, p. 1106-1112, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.073>



NANOPARTICLES IN AQUATIC ENVIRONMENTS – FROM PRODUCTION TO WATER TREATMENT: A REVIEW

NANOPARTÍCULAS NO AMBIENTE AQUÁTICO – DA PRODUÇÃO AO TRATAMENTO DA ÁGUA: UMA REVISÃO

Aline Belem Machado 

Master's degree and Ph.D. student in Environmental Quality from Universidade Feevale – Novo Hamburgo (RS), Brazil.

Luciane Rosa Feksa 

Master's degree and Ph.D. in Biological Sciences from Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre (RS), Brazil.

**Daniela Montanari
Migliavacca Osorio** 

Ph.D. in Ecology from UFRGS – Porto Alegre (RS), Brazil.

Daiane Bolzan Berlese 

Ph.D. in Biochemical Toxicology from Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria (RS), Brazil.

Endereço para correspondência:

Aline Belem Machado – ERS-239, 2755 – Vila Nova – CEP: 93525-075 – Novo Hamburgo (RS), Brazil – E-mail: linebmachado@hotmail.com

Received on: 11/20/2019

Accepted on: 03/09/2020

ABSTRACT

Investments in nanotechnology are increasing together with its application in daily products. The use of nanomaterials leads to their release in the environment and the contamination of rivers, which can cause toxicity to the aquatic biota and human beings. Nanomaterials are present in rivers of several countries. However, the detection of nanomaterials in river samples is difficult, so probabilistic methods are being developed to determine their concentration in aquatic environments. Fortunately, water treatments have proven to be effective in removing these nanomaterials. Therefore, the present study aimed to describe the many pathways that nanoparticles can follow from their production to their final destination, along with their possible detection and toxicity, based on the search of manuscripts from ScienceDirect, Wiley Online Library, and *Periódicos Capes* databases.

Keywords: analytical methods; aquatic systems; nanomaterials; toxicity; water treatment.

RESUMO

Os investimentos em nanotecnologia estão crescendo e, juntamente com eles, sua aplicação em produtos de uso diário. O uso de nanomateriais implica em sua liberação no meio ambiente e na contaminação do rio, o que pode causar toxicidade para a biota aquática e para os seres humanos. A presença de nanomateriais em rios ocorre em diferentes países. Entretanto, a detecção de nanomateriais em amostras de rios é difícil, portanto métodos probabilísticos estão sendo desenvolvidos para determinar a concentração de nanomateriais em ambientes aquáticos. Felizmente, os tratamentos de água estão demonstrando eficácia na remoção desses nanomateriais. Portanto, o objetivo do presente estudo foi descrever os diversos caminhos que as nanopartículas podem ter desde sua produção até seu destino final, juntamente com sua possível detecção e toxicidade, baseado na pesquisa de manuscritos nas bases de dados da Science Direct, Wiley Online Library e Periódicos Capes.

Palavras-chave: métodos analíticos; sistemas aquáticos; nanomateriais; toxicidade; tratamento água.

INTRODUCTION

Nanotechnology involves the manipulation of materials within the nanometer size scale between 1 and 100 nm (HANNAH; THOMPSON, 2008; LU; ASTRUC, 2018); however, according to Maurice and Hochella (2008), nanoparticles are those that present at least one nanoparticle with a dimension lower than 100 nm, including spherical, tubular, or irregularly-shaped particles. Nanoparticles have a high surface area to volume ratio and unique physical and chemical properties (GRACA *et al.*, 2018).

Due to its great potential, the investments in nanotechnology have been increasing together with the worldwide development in scientific and industrial scale (ASZTEMBORSKA *et al.*, 2018). The study of this technology started in 1959 with Richard Feynman's lecture entitled "There's plenty of room at the bottom" given at the Annual American Physical Society meeting (SAVOLAINEN *et al.*, 2010).

Engineered nanomaterials are applicable to different kinds of products and fields, such as cosmetics, medicine, engineering, electronics, and environmental protection. However, all these applications result in the release of nanomaterials into the environment and,

consequently, in the exposure of organisms to them (QUIK *et al.*, 2010). Moreover, sewage and industrial discharge are the main release pathways of engineered nanoparticles. Thus, wastewater treatment plants are essential for controlling the release of these nanoparticles into the environment, such as surface waters through effluent discharge and land through sewage sludge disposal (HOU *et al.*, 2012).

Therefore, this review aimed to discuss nanotechnology from different points of view, including its application, release, and the consequent impact on the environment and aquatic biota, as well as the different methodologies that can detect it and possibly remove it from water.

The present review was based on the investigation of manuscripts about the application, detection, water contamination, toxicity, and water treatment related to the production and use of nanoparticles. The review was performed by searching articles from ScienceDirect, Wiley Online Library, and *Periódicos Capes* databases, using the following keywords: analytical methods, nanomaterials, river basin, toxicity, and water treatment.

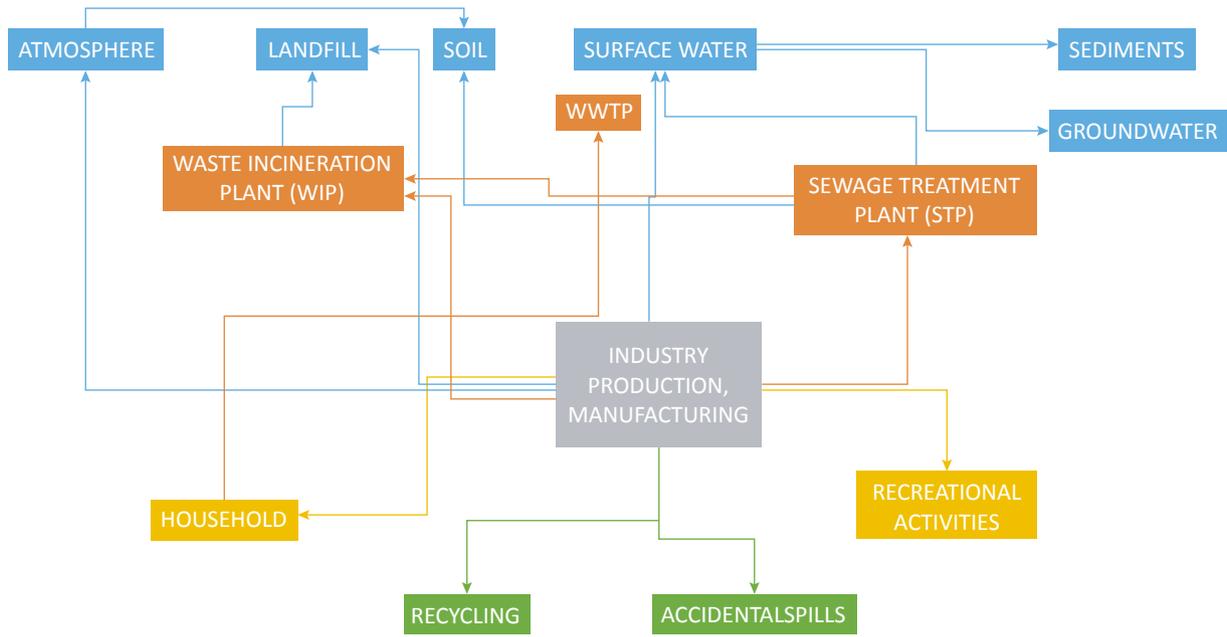
NANOTECHNOLOGY APPLICATIONS AND CONSEQUENT RELEASE

Nanotechnology can be applied to several kinds of products. Some of them — such as fabrics, personal care items, and food, which contain engineered nanoparticles, including silver (Ag), titanium dioxide (TiO₂), and silica (Si) — can have an easier path to enter the environment, since they can be washed down drains because of their household use (PETERS *et al.*, 2018). In addition to the variety of products that contain engineered nanoparticles, such as those mentioned above and also sunscreens, detergents, paints, printer inks, and tires, accidental spills during the manufacturing and transportation, wear and tear, and their final disposal increase the release of these substances into the environment (NAVARRO *et al.*, 2008). Figure 1 shows the different pathways that nanoparticles can follow from their production to their final destination.

Many different types of nanoparticles are widely used in cosmetics and sunscreen products, and their consequent disposal into the environment makes rivers

and wastewater treatment plants to act as reservoirs of these substances, which can subsequently affect human health through tap water consumption (CHANG *et al.*, 2017).

Research performed in 2013 revealed that the production of different kinds of engineered nanoparticles would reach around 350,000 tons by 2016 (GOSWAMI *et al.*, 2017). This finding can be attested by the increase in products that contain nanoparticles in their composition. In 2005, a website project named Nanotechnology Consumer Products Inventory (CPI) was created to register products that contain nanotechnology. At first, they listed a total of 54 products, and, by 2014, they had 1,814 products registered (VANCE *et al.*, 2015). In 2019, by the time this article was written, the website reported 1946 products with nanotechnology divided into eight categories and 37 subcategories (CPI, 2019). Figure 2 presents the number of products available in 2019, according to the main categories.



Green lines: different destinations; yellow lines: consumer consumption and release fate; orange lines: water and sewage treatment and waste incineration; light blue lines: final destination; dark blue lines: final destination from surface water; WWTP: wastewater treatment plant. Source: adapted from Gottschalk *et al.* (2009) and Peters *et al.* (2018).

Figure 1 – Possible pathways of nanoparticles since their production.

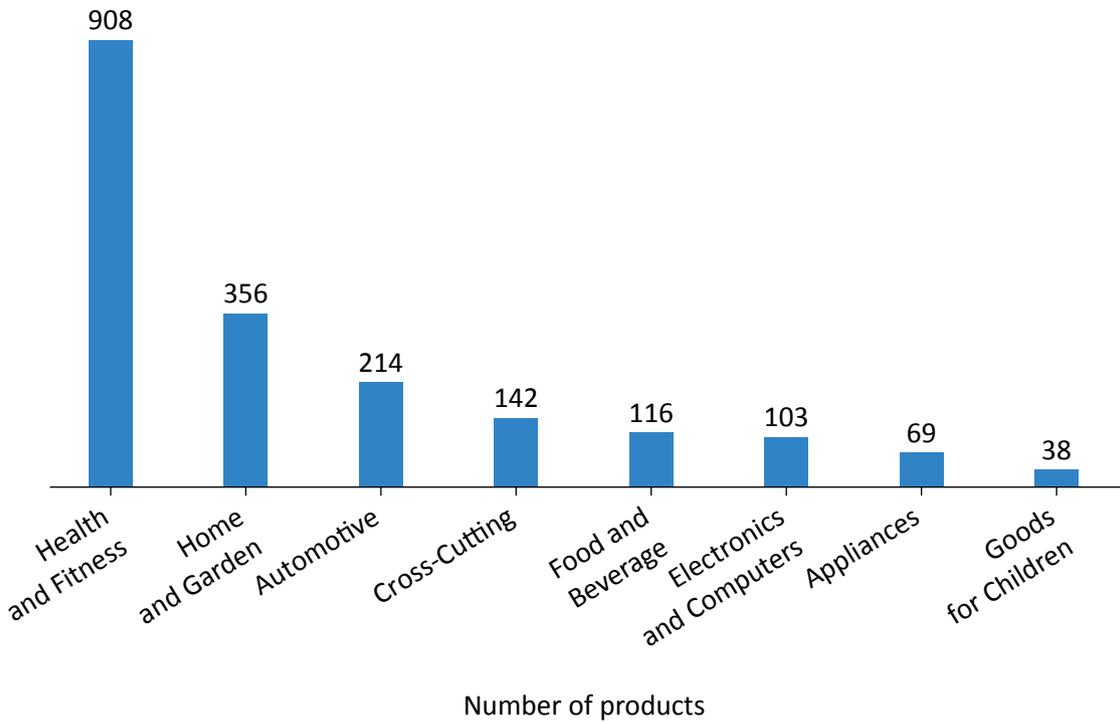


Figure 2 – Number of products available in 2019 divided into categories, according to the Consumer Products Inventory.

MEANS OF DETECTION/MODELING

Evaluating the potential risks of nanomaterials — derived from their production, application, and disposal — to the environment and human health requires suitable analytical procedures with reliable results about the fate and pathways of nanomaterials in the environment (LEOPOLD *et al.*, 2016).

The detection of nanoparticles in aquatic systems is difficult and scarce. This situation results from the lack of sensitivity and selectivity of analytical methods capable of detecting and characterizing these materials, especially in complex natural matrices in which traditional methodologies must be modified in an attempt to detect nanoparticles (VON DER KAMMER *et al.*, 2012). Von der Kammer *et al.* (2012) conducted an extensive review regarding this issue.

However, the analysis of nanomaterials in the environment can be quantified based on their mass, volume, or particle number. Qualitative analysis can sometimes identify the difference between engineered and natural nanoparticles according to their chemical composition and, along with the determination of particle size distribution, is very important for data interpretation (LEOPOLD *et al.*, 2016). Natural nanoparticles are formed by natural processes through chemical, photo-chemical, mechanical, thermal, and biological pathways. Human activities such as mining can also generate them spontaneously. Engineered as well as natural nanoparticles are formed by the same synthetic principles, which can occur by bottom-up or top-down approaches (SHARMA *et al.*, 2015). The bottom-up principle consists of obtaining a final material through its construction from smaller particles (AGHARKAR *et al.*, 2014). On the other hand, the top-down principle involves making a small final material from something larger (TOUR, 2014). Also, other parameters are relevant to analyze, such as metal speciation, particle shape, surface area, surface charge, surface functionality, nature, stability, and coating structure (LEOPOLD *et al.*, 2016).

Single particle inductively coupled plasma mass spectrometry (SP-ICP-MS) has proven to be a reliable method for detecting nanoparticles in aquatic media. Its advantages include the high sensitivity for environmental nanoparticles in relation to their size, size distribution, and dissolved element concentration (DONOVAN *et al.*, 2016).

However, analytical methods for detecting nanoparticles in water are sometimes difficult to reproduce. Based on this information, some authors (MUELLER & NOWACK, 2008; GOTTSCHALK *et al.*, 2009; DUMONT *et al.*, 2015) created a probabilistic method to determine the concentration of a certain nanoparticle in the environment. This modeling of predicted environmental concentrations (PEC) is usually necessary and a valuable replacement for measurement studies (GOTTSCHALK *et al.*, 2009). The modeling performed by Gottschalk *et al.* (2009) was developed based on a probabilistic material flow analysis approach. They used different compartments to calculate better the probable concentration of a certain nanoparticle, including:

- environmental: water, air, soil, sediment, and groundwater;
- technical: production, manufacturing and consumption, sewage treatment plant (STP), waste incineration plant (WIP), landfill, and recycling processes.

The derivations of the sizes of air, water, soil, and sediment were also used to calculate the concentrations of engineered nanoparticles in these compartments.

This same study took into account the life cycle and the different release pathways of engineered nanoparticles and grouped similar life cycles together. Release pathways depend on the engineered nanoparticle-containing product, including the following assumptions:

- glass and ceramic have all their nanoparticles released into the environment;
- cosmetics, coatings, and cleaning agents, as well as dietary supplements present major release of nanoparticles into the environment;
- paints have their nanoparticles disposed of in the sewage treatment plant (STP), landfill, soil, and/or surface waters (GOTTSCHALK *et al.*, 2009).

In a similar study, Dumont *et al.* (2015) developed the Global Water Availability Assessment (GWAVA) model, analyzing whether this model was capable of simulating the concentrations of nano silver (Ag-nano) and nano zinc oxide (ZnO-nano) released into surface waters. Unlike the Gottschalk model, Dumont's also considered space and time; for example, the spatial variability in

population density and temporal variability in river discharge. GWAVA simulates the river discharge and the number of some hydrological conditions, such as lake water volumes and human water abstractions. One of the equations includes the area-specific load of engineered nanoparticles in surface water through sewage effluent, assuming that households are the only source

of Ag-nano and ZnO-nano in the sewage effluent. However, the authors concluded that the estimated concentrations were lower than those of other studies found in the literature, which can be justified by the differences in modeled regions, assumed production volumes, and market penetration factors.

PRESENCE OF NANOPARTICLES IN WATER

Population growth and waste disposal from industries have caused a major problem in the aquatic systems (COSTA *et al.*, 2014). The anthropogenic materials, which include nanoparticles, released into aquatic environments depend on the volume of industrial production and on how these materials are used (TROESTER; BRAUCH; HOFMANN, 2016). Engineered nanomaterials can contaminate the environment in any stage of their life cycle, such as production, use, and disposal (PETERS *et al.*, 2018). ZnO and cerium dioxide (CeO₂) are two of the most used nanomaterials, being present in items such as personal care products, paints, and catalysts. Consequently, they are released into river basins

through wastewater or runoff (DONOVAN *et al.*, 2016). Table 1 presents some results of analytical and model determinations of nanoparticle concentrations in rivers.

The potential for environmental and human exposure to engineered nanoparticles depends on the amount of these materials in the environment, which in turn have their effect based on their behavior and fate regarding the adsorption, accumulation, persistence, aggregation, and mobility in different environmental media (GAO *et al.*, 2013). The fate of nanomaterials in aqueous systems is subject to their solubility or dispersibility, interactions between the nanomaterial and natural or

Table 1 – Summary of nanoparticles analyzed in the environment and the predicted environmental concentration (PEC) found in the literature.

Location	n-Ag (µg/L)	n-CeO ₂ (µg/L)	n-TiO ₂ (µg/L)	n-ZnO (µg/L)	Method	Matrix	Reference
Netherlands	0.025	0.052			Analytical	Surface water	PETERS <i>et al.</i> , 2018
Netherlands			0.6		Analytical	Sludge – WWTP	MARKUS <i>et al.</i> , 2018
Netherlands			0.13		Analytical	Influent – WWTP	MARKUS <i>et al.</i> , 2018
USA		< 0.10*		1.11	Analytical	Source water – DWTP	DONOVAN <i>et al.</i> , 2016
Europe	0.58 – 2.16		0.012 – 0.057	0.008 – 0.055	Model	Surface water	GOTTSCHALK <i>et al.</i> , 2009
USA	0.088 – 0.42		0.002 – 0.010	0.001 – 0.003	Model	Surface water	GOTTSCHALK <i>et al.</i> , 2009
Switzerland	0.555 – 2.63		0.016 – 0.085	0.011 – 0.058	Model	Surface water	GOTTSCHALK <i>et al.</i> , 2009
Switzerland	0.0023			0.36	Model	Surface water	DUMONT <i>et al.</i> , 2015

µg/L: concentration of nanoparticles in aqueous media; WWTP: wastewater treatment plant; DWTP: drinking water treatment plant; *below the detection limit.

anthropogenic chemicals in this environment, and biological and abiotic processes (BRAR *et al.*, 2010).

Aggregation and dissolution are related to nanoparticle stability in aqueous media and must be considered. Some factors, such as ionic strength, pH, and organic matters, can affect the aggregation and dissolution of nanoparticles (DONOVAN *et al.*, 2016). The bioavailability and transportation efficiency of nanoparticle aggregates are associated with aggregation and sedimentation when released into the environment. Also, water chemistry strongly influences the stability of nanoparticles (PENG *et al.*, 2017).

However, nanoparticles can also be found in different types of water besides river basins. In a study performed by Graca *et al.* (2018), they were able to detect

different nanomaterials in seawater from natural sources. They also investigated the influence of seasons on the number of nanoparticles in seawater. The authors identified environmental silica nanofibers of 15 nm, probably from remains of flagellates; manganese and iron oxide nanofibers, possibly from microbes; and pyrite nanospheres of 55 nm, potentially formed in anoxic sediments. Nanoparticles increased in water samples in June compared to November. This fact can be explained by the seasonal variation of flagellates found in the study, in which Summer (June) presents the highest concentration of flagellates in comparison to Autumn (November) (GRACA *et al.*, 2018). The finding demonstrates the effects that different seasons can have on the concentration of nanoparticles.

POSSIBLE TOXICITY TO AQUATIC BIOTA

Water is an important transfer and fate medium for engineered nanoparticles. Human health is related to water safety, and the potential human impact of metallic nanoparticles leaching into aquatic environments is attracting attention (GAO *et al.*, 2013). The toxicity to aquatic ecosystems is mainly due to changes in water quantity and quality, as well as in the physical habitat and biological components, the so-called pressures. Chemicals with nanoparticle size are some of the materials responsible for the toxicity of aquatic organisms (GRIZZETTI *et al.*, 2016). The properties of nanoparticles, such as the high surface area to volume ratio and small size, give them unique characteristics and applications when compared to bulk materials. For this reason, their bioavailability and, consequently, their toxicity can increase (SOUSA; CORNICIUC; TEIXEIRA, 2017). Due to the small particle size and corresponding enhanced activity, organisms can have more interaction with engineered nanoparticles than large particles (GOSWAMI *et al.*, 2017).

The release of nanoparticles into the environment through water can be very concerning given the potential for contamination, as they are capable of cotransporting sorbed contaminants into surface and

groundwater, and also because they are nanoparticles themselves (CHEKLI *et al.*, 2015). Some properties, such as the charge of different metal ions (Ag^+ , Cu^{2+} , and Al^{3+}) and the adsorption efficiency of engineered nanoparticle, can affect the bioavailability of these materials and their consequent eco-toxicological effects (GOSWAMI *et al.*, 2017).

An important question concerning nanoparticle toxicity is whether this type of material is more dangerous to organisms than the corresponding bulk material. In order to evaluate this toxicity, Xiong *et al.* (2011) analyzed the acute toxicity of ZnO-nano and TiO_2 -nano on zebrafish (*Danio rerio*) and compared it to the effects caused by the corresponding bulk materials. The acute toxicity of TiO_2 -nano, ZnO-nano, and bulk ZnO demonstrates a dose dependency. The highest concentration of TiO_2 -nano studied (300 mg/L) was able to cause 100% mortality. However, bulk TiO_2 showed no acute toxicity to zebrafish. The concentration of 30 mg/L of ZnO-nano and bulk ZnO led to 100% mortality. Their results suggest that TiO_2 toxicity is subject to particle size; however, ZnO does not exhibit this characteristic, demonstrating that ZnO depends on chemical composition.

PRESENCE AND REMOVAL OF NANOPARTICLES IN WATER TREATMENT PLANTS

Anthropogenic activities are some of the main pressure generators. These pressures can affect the biodi-

versity and the status of aquatic systems. Any change in these systems can alter their economic value.

The relationship between these activities and the ecological status needs to be understood in order to devise cost-effective measures aimed at achieving good ecological status for water bodies (GRIZZETTI *et al.*, 2016).

Conventional water treatment consists of coagulation, flocculation, sedimentation, filtration, and disinfection (SOUSA; CORNICIUC; TEIXEIRA, 2017). With the purpose of analyzing the removal of TiO₂-nano with conventional drinking water treatment, Sousa, Corniciuc and Teixeira (2017) evaluated four synthetic waters and different concentrations of TiO₂-nano. They were able to prove that the sedimentation of TiO₂-nano depends on pH, as at a pH of 5.4, TiO₂-nano settled faster than in waters with a different pH. This study also revealed that titanium removal efficiency was around 80% when coagulant was not added to water. In conclusion, they proved that TiO₂-nano can be removed from surface water through conventional water treatment.

Nanoparticles and biofilms can interact through three different processes: transportation of nanoparticles to the vicinity of the biofilm; deposition of the nanoparticle in the biofilm surface; and migration of nanoparticles in the inner area of the biofilm. Nonetheless, different characteristics can interfere with these interactions, such as nanoparticle characteristics, physicochemical and biological composition of the biofilm, and environmental parameters, including water chemistry, flow, and temperature (IKUMA; DECHO; LAU, 2015). Besides, different weather conditions can affect the status of nanoparticles in wastewater treatment. For example, during dry water conditions, fulvic acids can promote the uptake and bioaccumulation of silver nanoparticles in biofilms, and the sewer biofilm can act as a temporary sink to these nanoparticles and accumulate them. In contrast, during rainy conditions, this biofilm can work as a source of Ag-nano and release it into the environment. Therefore, during these weather conditions, the nanoparticles can bypass the wastewater treatment plant and be released directly into aquatic systems during stormwater discharge (KAEGLI *et al.*, 2013).

Also, seasons can affect nanoparticles regarding their release into municipal wastewater streams, given that they can be incorporated into functionalized products, which subsequently have their use related to different seasons and their disposal dependent on climate conditions. For instance, sunscreen and cosmetics with

sun protection factor are used during diurnal solar radiation, especially in Summer (CHOI *et al.*, 2018).

Season-related changes led Choi *et al.* (2018) to study the concentration of engineered nanoparticles (TiO₂-nano and ZnO-nano) in a wastewater treatment plant, which included primary clarifier, aeration basin, secondary clarifier, and chlorination, during twelve months aiming at analyzing the relationship between the consumption of nanoparticle-containing products and the concentration of nanoparticles in wastewater. They collected wastewater samples from influent, effluent, sludge, and sedimentation tanks. The results revealed a higher inflow of TiO₂-nano and Zn-nano concentration during Summer and Winter, probably due to the use of personal care products under high or low temperatures. Also, the general inflow of TiO₂-nano was higher than that of ZnO-nano, indicating greater use of TiO₂-nano-related products in comparison to ZnO-nano-related products. In conclusion, the findings demonstrated that nanoparticle concentrations vary seasonally, and that temperature is an important factor for the engineered nanoparticle sorption into sludge particulates.

Sometimes, wastewater treatment plants do not fully remove TiO₂-nano; thus, a great amount of this substance can reach the environment and natural waters (CHEKLI *et al.*, 2015). However, in the research performed by Wang, Westerhoff, and Hristovski (2012), they analyzed the TiO₂-nano removal from a wastewater treatment based on sequencing batch reactors with aerated and mixed samples. The reactors were seeded with bacteria culture from the sludge of an urban wastewater treatment plant, which had a retention time of approximately six days. The nanomaterials were added to the feed solution and subsequently to the sequencing batch reactor. The aeration time was approximately 8 hours. They were able to remove around 70% of TiO₂-nano from wastewater with the presence of biomass. Therefore, in the absence of biomass, these nanoparticles were not removed due to aggregation and sedimentation, factors that belong to the abiotic mechanisms mentioned above. Briefly, they were able to remove TiO₂-nano using a biological wastewater treatment plant in lab scale.

Another highly studied nanomaterial is Ag-nano. Numerous products have this substance, such as clothing, paints, bandages, and food containers. The consumption of these products results in the release of these

nanomaterials into sewer systems and, consequently, into municipal wastewater treatment plants. For this reason, Hou *et al.* (2012) evaluated the removal of Ag-nano in a wastewater treatment plant from Beijing that uses an activated sludge process involving primary clarification, aeration, secondary clarification, and treatment. The reactors were operated for 15 days, with a hydraulic residence time of 12 hours, and 10 hours of aeration followed by 2 hours of settling. The results demonstrated that, in the primary clarification process with an influent concentration of 269 mg/L of suspended solids, most of Ag-nano (94%) remained in the upper layer of wastewater, which means that the first clarification was not able to remove Ag-nano. However, when aeration and secondary clarification processes were implemented, the Ag-nano was completely removed from the wastewater.

In a similar study performed in field-scale, Kaegi *et al.* (2013) evaluated the fate of Ag-nano in an urban waste-

water system. They found that Ag-nano was transported through the entire distance of 5 km in a sewer system without deposition. When evaluating efficiency, they verified that nanoparticle removal was around 99%, suggesting that they could be incorporated/attached to flocs of activated sludge. With this result, the authors assumed that a great number of nanoparticles that enter the wastewater treatment plant would be incorporated in the sludge and, consequently, removed from the wastewater stream. Nevertheless, the wastewater sludge can still contain nanoparticles after treatment, and if spread to agricultural lands to be used as biosolids, it can potentially release nanoparticles into groundwater, subsurface waters, and soil (BRAR *et al.*, 2010).

This scenario reveals the anthropogenic contamination of nanomaterials into sewage, which, if not properly treated, can be released into rivers basins and contaminate aquatic organisms as well as humans, affecting their health in proportions that sometimes cannot be measured.

CONCLUSIONS

The production of nanomaterials is growing together with the release of these materials in aquatic environments. Nanomaterials are being detected in rivers, which can result in toxic effects on the biota and human health. However, conventional water and sewage treatments have proven to be effective in removing

these nanomaterials. In conclusion, the application of nanotechnology in daily products is increasing the presence of nanomaterials in different sources of water, so water treatments should improve their removal processes to reduce the consequences for the health of animals and humans.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author acknowledges CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel) and

FAPERGS (Research Support Foundation of the State of Rio Grande do Sul, Brazil) for the doctoral scholarship.

REFERENCES

- AGHARKAR, M.; KOCHREKAR, S.; HIDOURI, S.; AZEEZ, M. A. Trends in green reduction of graphene oxides, issues and challenges: A review. *Materials Research Bulletin*, v. 59, p. 323-328, 2014. <http://doi.org/10.1016/j.materresbull.2014.07.051>
- ASZTEMBORSKA, M.; JAKUBIAK, M.; STĘBOROWSKI, R.; CHAJDUK, E.; BYSTRZEJEWSKA-PIOTROWSKA, G. Titanium Dioxide Nanoparticle Circulation in an Aquatic Ecosystem. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 229, 2018. <http://doi.org/10.1007/s11270-018-3852-8>
- BRAR, S. K.; VERMA, M.; TYAGI, R. D.; SURAMPALLI R. Y. Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge—Evidence and impacts. *Waste Management*, v. 30, n. 3, p. 504-520, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.012>

- CHANG, H. H.; CHENG, T. J.; HUANG, C. P.; WANG, G. S. Characterization of titanium dioxide nanoparticle removal in simulated drinking water treatment processes. *Science of The Total Environment*, v. 601-602, p. 886-894, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.228>
- CHEKLI, L.; ROY, M.; TIJING, L. D.; DONNER, E.; LOMBI, E.; SHON, H. K. Agglomeration behaviour of titanium dioxide nanoparticles in river waters: a multi-method approach combining light scattering and field-flow fractionation techniques. *Journal of Environmental Management*, v. 159, p. 135-142, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.05.011>
- CHOI, S.; JOHNSTON, M.; WANG, G. S.; HUANG, C. P. A seasonal observation on the distribution of engineered nanoparticles in municipal wastewater treatment systems exemplified by TiO₂ and ZnO. *Science of the Total Environment*, v. 625, p. 1321-1329, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.326>
- CONSUMER PRODUCTS INVENTORY (CPI). *The project on emerging nanotechnologies*. 2019. Available at: <<http://www.nanotechproject.org/cpi/>>. Access in: Sept., 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.
- DONOVAN, A. R.; ADAMS, C. D.; MA, Y.; STEPHAN, C.; EICHHOLZ, T.; SHI, H. Detection of zinc oxide and cerium dioxide nanoparticles during drinking water treatment by rapid single particle ICP-MS methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, v. 408, p. 5137-5145, 2016. <http://doi.org/10.1007/s00216-016-9432-0>
- DUMONT, E.; JOHNSON, A. C.; KELLER, V. D. WILLIAMS, R. J. Nano silver and nano zinc-oxide in surface waters—Exposure estimation for Europe at high spatial and temporal resolution. *Environmental Pollution*, v. 196, p. 341-349, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.022>
- GAO, Y.; LUO, Z.; HE, N.; WANG, M. K. Metallic nanoparticle production and consumption in China between 2000 and 2010 and associative aquatic environmental risk assessment. *Journal of Nanoparticle Research*, v. 15, 2013. <http://doi.org/10.1007/s11051-013-1681-7>
- GOSWAMI, L.; KIM, K. H.; DEEP, A.; DAS, P.; BHATTACHARYA, S. S.; KUMAR, S.; ADELODUN, A. A. Engineered nano particles: nature, behavior, and effect on the environment. *Journal of Environmental Management*, v. 196, p. 297-315, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.011>
- GOTTSCHALK, F.; SONDERER, T.; SCHOLZ, R. W.; NOWACK, B. Modeled environmental concentrations of engineered nanomaterials (TiO₂, ZnO, Ag, CNT, fullerenes) for different regions. *Environmental Science & Technology*, v. 43, n. 24, p. 9216-9222, 2009. <http://doi.org/10.1021/es9015553>
- GRACA, B.; ZGRUNDO, A.; ZAKRZEWSKA, D.; RZODKIEWICZ, M.; KARCZEWSKI, J. Origin and fate of nanoparticles in marine water—Preliminary results. *Chemosphere*, v. 206, p. 359-368, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.022>
- GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, v. 61, p. 194-203, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.008>
- HANNAH, W.; THOMPSON, P. B. Nanotechnology, risk and the environment: a review. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 10, n. 3, p. 291-300, 2008. <http://doi.org/10.1039/B718127M>
- HOU, L.; LI, K.; DING, Y.; LI, Y.; CHEN, J.; WU, X.; LI, X. Removal of silver nanoparticles in simulated wastewater treatment processes and its impact on COD and NH₄ reduction. *Chemosphere*, v. 87, n. 3, p. 248-252, 2012. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.042>

- IKUMA, K.; DECHO, A. W.; LAU, B. L. T. When nanoparticles meet biofilms – interactions guiding the environmental fate and accumulation of nanoparticles. *Frontiers in Microbiology*, v. 6, 2015. <http://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00591>
- KAEGI, R.; VOEGELIN A.; ORT, C.; SINNET, B.; THALMANN, B.; KRISMER, J.; HAGENDORFER, H.; ELUMELU, M.; MUELLER, E. Fate and transformation of silver nanoparticles in urban wastewater systems. *Water Research*, v. 47, n. 12, p. 3866-3877, 2013. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.060>
- LEOPOLD, K.; PHILIPPE, A.; WÖRLE, K.; SCHAUMANN, G. E. Analytical strategies to the determination of metal-containing nanoparticles in environmental waters. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 84, part A, p. 107-120, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2016.03.026>
- LU, F.; ASTRUC, D. Nanomaterials for removal of toxic elements from water. *Coordination Chemistry Reviews*, v. 356, p. 147-164, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.ccr.2017.11.003>
- MARKUS, A. A.; KRYSZEK, P.; TROMP, P. C.; PARSONS, J. R.; ROEX, E. W. M.; DE VOOGT, P.; LAANE, R. W. P. M. Determination of metal-based nanoparticles in the river Dommel in the Netherlands via ultrafiltration, HR-ICP-MS and SEM. *Science of the Total Environment*, v. 631-632, p. 485-495, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.007>
- MAURICE, P. A.; HOCELLA, M. F. Nanoscale particles and processes: a new dimension in soil science. *Advances in Agronomy*, v. 100, p. 123-153, 2008. [http://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00605-6](http://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00605-6)
- MUELLER, N. C.; NOWACK, B. Exposure modeling of engineered nanoparticles in the environment. *Environmental Science & Technology*, v. 42, n. 12, p. 4447-4453, 2008. <http://doi.org/10.1021/es7029637>
- NAVARRO, E.; BAUN, A.; BEHRA, R.; HARTMANN, N. B.; FILSER, J.; MIAO, A. J.; QUIGG, A.; SANTOSCHI, P. H.; SIGG, L. Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi. *Ecotoxicology*, v. 17, p. 372-386, 2008. <http://doi.org/10.1007/s10646-008-0214-0>
- PENG, Y. H.; TSAI, Y. C.; HSIUNG, C. E.; LIN, Y. H.; SHIH, Y. H. Influence of water chemistry on the environmental behaviors of commercial ZnO nanoparticles in various water and wastewater samples. *Journal of Hazardous Materials*, v. 322, part B, p. 348-356, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.003>
- PETERS, R. J. B.; VAN BEMMEL, G.; MILANI, N. B.; DEN HERTOOG, G. C.; UNDAS, A. K.; VAN DER LEE, M.; BOUWMEESTER, H. Detection of nanoparticles in Dutch surface waters. *Science of the Total Environment*, v. 621, p. 210-218, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.238>
- QUIK, J. T. K.; LYNCH, I.; VAN HOECKE, K.; MIERMANS, C. J.; DE SCHAMPHELAERE, K. A.; JANSSEN, C. R.; DAWSON, K. A.; STUART, M. A. C.; VAN DE MEENT, D. Effect of natural organic matter on cerium dioxide nanoparticles settling in model fresh water. *Chemosphere*, v. 81, n. 6, p. 711-715, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.07.062>
- SAVOLAINEN, K.; ALENIUS, H.; NORPPA, H.; PYLKKÄNEN, L.; TUOMI, T.; KASPER, G. Risk assessment of engineered nanomaterials and nanotechnologies—a review. *Toxicology*, v. 269, n. 2-3, p. 92-104, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.tox.2010.01.013>
- SHARMA, V. K.; FILIP, J.; ZBORIL, R.; VARMA, R. S. Natural inorganic nanoparticles – formation, fate, and toxicity in the environment. *Chemical Society Reviews*, v. 44, n. 23, p. 8419-8423, 2015. <http://doi.org/10.1039/c5cs00236b>
- SOUSA, V. S.; CORNICIUC, C.; TEIXEIRA, M. R. The effect of TiO₂ nanoparticles removal on drinking water quality produced by conventional treatment C/F/S. *Water Research*, v. 109, p. 1-12, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.030>
- TOUR, J. M. Top-down versus bottom-up fabrication of graphene-based electronics. *Chemistry of Materials*, v. 26, n. 1, p. 163-171, 2014. <http://doi.org/10.1021/cm402179h>

TROESTER, M.; BRAUCH, H. J.; HOFMANN, T. Vulnerability of drinking water supplies to engineered nanoparticles. *Water Research*, v. 96, p. 255-279, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.038>

VANCE, M. E.; KUIKEN, T.; VEJERANO, E. P.; MCGINNIS, S. P.; HOCELLA JR., M. F.; REJESKI, D.; HULL, M. S. Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory. *Beilstein Journal of Nanotechnology*, v. 6, p. 1769-1780, 2015. <http://doi.org/10.3762/bjnano.6.181>

VON DER KAMMER, F.; FERGUSON, P. L.; HOLDEN, P. A.; MASION, A.; ROGERS, K. R.; KLAINE, S. J.; KOELMANS, A. A.; HORNE, N.; UNRINE, J. M. Analysis of engineered nanomaterials in complex matrices (environment and biota): general considerations and conceptual case studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, n. 1, p. 32-49, 2012. <http://doi.org/10.1002/etc.723>

WANG, Y.; WESTERHOFF, P.; HRISTOVSKI, K. D. Fate and biological effects of silver, titanium dioxide, and C60 (fullerene) nanomaterials during simulated wastewater treatment processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 201-202, p. 16-22, 2012. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.10.086>

XIONG, D.; FANG, T.; YU, L.; SIMA, X.; ZHU, W. Effects of nano-scale TiO₂, ZnO and their bulk counterparts on zebrafish: acute toxicity, oxidative stress and oxidative damage. *Science of the Total Environment*, v. 409, n. 8, p. 1444-1452, 2011. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.015>



POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES HOSPITALARES POR DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM VOLTA REDONDA (RJ)

AIR POLLUTION AND HOSPITAL ADMISSIONS FOR RESPIRATORY DISEASES IN VOLTA REDONDA/RJ

Jéssica Guerra

Inácio de Oliveira 

Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal Fluminense – Volta Redonda (RJ), Brasil.

Roberta Fernanda

da Paz de Souza Paiva 

Professora Associada I na Universidade Federal Fluminense (UFF) – Volta Redonda (RJ), Brasil.

Marcelo Moreno dos Reis 

Tecnologista Pleno da Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Givanildo de Góis 

Pós-Doutorando em Tecnologia Ambiental na UFF – Volta Redonda (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva – Avenida dos Trabalhadores, 420, Vila Santa Cecília, Centro – CEP 27255-125 – Volta Redonda (RJ), Brasil – E-mail: robertapaz2003@yahoo.com.br

Recebido em: 07/12/2019

Aceito em: 28/02/2020

RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar a associação da exposição à poluição atmosférica e as internações hospitalares por doenças respiratórias (CID-10: J00-J99) de residentes em Volta Redonda (RJ), no período de 2013 a 2015, bem como estimar seus custos. Foram considerados dados do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) para partículas totais em suspensão (PTS), PM_{10} e ozônio (O_3) e dados disponíveis no DATASUS referentes à morbidade por doenças respiratórias por faixa etária (total, crianças e idosos). Para estimar tal associação, foi utilizado o modelo aditivo generalizado de regressão de Poisson. Observou-se a elevação do risco de admissão hospitalar para a elevação de $10 \mu g/m^3$ de PM_{10} para o total de internações — lag 2: 1,39% (IC95% 0,23–2,55%) e lag 3 1,36% (IC95% 0,21–2,52%) — e para os idosos — lag 3: 1,89% (IC95% 0,02–3,69%) e lag 4 1,9% (IC95% 0,02–3,85%) —, de PTS para o total de internações — lag 2 0,84% (IC95% 0,40–1,64%) — e para crianças menores que 5 anos (lag 4: 2,2% (IC95% 0,05–4,02%) — e de O_3 para os idosos (lag 6: 2,41% (IC95% 0,31–4,57%). Destaca-se que as associações ocorreram mesmo quando os níveis de poluentes não ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação. Do total de internações para o período, 99 foram atribuídas à exposição ao PM_{10} , gerando custo de R\$ 115.165,25 para o Sistema Único de Saúde. Espera-se que essas informações contribuam para a discussão da problemática ambiental na região.

Palavras-chave: doenças respiratórias; qualidade do ar; séries temporais; custos hospitalares.

ABSTRACT

The objective of this study was to analyze the association between exposure to air pollution and hospital admissions for respiratory diseases (CID-10: J00-J99) of residents in Volta Redonda/RJ, in the period from 2013 to 2015, as well as to estimate their costs. INEA data for PTS, PM_{10} and O_3 and data available on DATASUS regarding morbidity from respiratory diseases by age group (total, children, and elderly) were considered. To estimate such an association, the Generalized Additive Model of Poisson regression was used. There was an increase in the risk of hospital admission for an increase of $10 \mu g/m^3$ of PM_{10} for the total number of hospitalizations — lag 2: 1.39% (95%CI 0.23–2.55%) and lag 3 1.36% (95%CI 0.21–2.52%) and for the elderly — lag 3: 1.89% (95%CI 0.02–3.69%), and lag 4 1.9% (95%CI 0.02–3.85%); of PTS for total hospitalizations — lag 2 0.84% (95%CI 0.40–1.64%) and for children under 5 years old (lag 4: 2.2% (95%CI 0.05–4.02%), and O_3 for the elderly (lag 6: 2.41% (95%CI 0.31–4.57%). It is noteworthy that the associations occurred even when the levels of pollutants did not exceed the limits established by the legislation. Of the total hospitalizations for the period, 99 were attributed to exposure to PM_{10} , generating a cost of R\$ 115,165.25 for the Unified Health System. It is expected that this information will contribute to the discussion of the environmental problems in the region.

Keywords: respiratory tract diseases; air quality; time series; hospital costs.

INTRODUÇÃO

O ar é de extrema relevância para a sobrevivência na Terra tanto para a espécie humana quanto para a fauna e a flora. Quando sua qualidade é alterada, deixando-o impróprio ou nocivo ao bem-estar, surgem consequências na saúde da população, no meio ambiente ou na economia (MEA, 2005).

A relação entre poluição atmosférica e saúde humana começou a ser mais estudada a partir da Revolução Industrial, principalmente nos centros urbanos que se formaram nessa época. A rápida urbanização, a atividade industrial e o consequente aumento de veículos refletiram, e ainda refletem, na qualidade do ar, afetando-a negativamente (BRAGA; ZANOBETTI; SCHWARTZ, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 2011; ARBEX *et al.*, 2012; DAPPER; SPOHR; ZANINI, 2016). Alguns episódios extremos de mortalidade associada à poluição atmosférica, especialmente o ocorrido em Londres, em 1952, que ocasionou cerca de três mil mortes, foram decisivos para a adoção de medidas de controle da qualidade do ar e para a realização de estudos que avaliassem a relação entre as emissões e os impactos à saúde (BELL; DAVIS, 2001).

A exposição da população aos diversos poluentes atmosféricos contribui para uma série de efeitos prejudiciais à saúde humana, tais como: mortalidade e morbidade por doenças no sistema respiratório, principalmente em crianças, idosos e pessoas que já apresentam algum tipo de problema crônico, baixo peso ao nascer, parto prematuro, doença falciforme, câncer de pulmão, acidente vascular encefálico, hipertensão arterial, entre outros (JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; CARNESECA; ACHCAR; MARTINEZ, 2012; YANAGI; ASSUNÇÃO; BARROZO, 2012; NASCIMENTO *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2013; CESAR; NASCIMENTO; CARVALHO JUNIOR, 2013; GAVINIER; NASCIMENTO, 2014; NEGRI-SOLI; NASCIMENTO, 2013; ROMÃO *et al.*, 2013; NARDOCCI *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2014; PINHEIRO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2014; BARBOSA *et al.*, 2015; JACOB *et al.*, 2017; LUONG *et al.*, 2017; MACHIN; NASCIMENTO, 2018; HU *et al.*, 2019; DASTOORPOOR *et al.*, 2019; YAP *et al.*, 2019).

A susceptibilidade em crianças ocorre pelo fato de elas consumirem o dobro da quantidade de ar que normalmente é consumida pelos adultos. A criança consome maior volume de ar por apresentar maior

ventilação por minuto dados seu metabolismo acelerado, a maior prática de atividade física (por exemplo, com as diversas brincadeiras presentes na infância), bem como o ato de chorar, que também aumenta a necessidade de oxigênio. Quando a temperatura do ambiente diminui, apresentando-se abaixo do nível do conforto térmico, a velocidade do metabolismo e as necessidades de oxigênio aumentam nas crianças. O fato de não possuírem um sistema imunológico desenvolvido prejudica a recuperação dos danos causados pela poluição, colaborando para a elevação do risco de infecções respiratórias (SALVI, 2007; KÜNZLI; PEREZ; RAPP, 2010; TADANO; UGAYA; FRANCO, 2012; PERLROTH; BRANCO, 2017).

Já os idosos são mais suscetíveis aos efeitos da poluição do ar por terem os sistemas respiratório e imunológico mais enfraquecidos, bem como por já terem sofrido ao longo do tempo com a exposição a uma quantidade significativa de poluição atmosférica. Nos idosos, ocorrem diminuição da parede torácica e hiperinsuflação pulmonar, ocasionando maior consumo de energia para realização dos movimentos respiratórios (SHARMA; GOODWIN, 2006; TADANO; UGAYA; FRANCO, 2012; DAPPER; SPOHR; ZANINI, 2016).

Além da perda de bem-estar gerada pelo acometimento da população pelas doenças, devem ser considerados ainda os custos econômicos associados à poluição atmosférica incorridos nos tratamentos de saúde necessários, na perda de produtividade causada pelas mortes prematuras e evitáveis, entre outros (TAYRA; RIBEIRO; NARDOCCI, 2012; PAIVA, 2014; MACHIN; NASCIMENTO, 2018).

Diversos estudos têm mostrado os impactos da exposição da população aos poluentes, principalmente nos grupos mais suscetíveis. Gouveia *et al.* (2017) encontraram associação positiva entre a exposição ao PM_{10} e as internações por doenças respiratórias em municípios da região metropolitana de São Paulo. Freitas *et al.* (2016) concluíram, com base na estimativa de regressão de Poisson, que, a cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dos poluentes PM_{10} , SO_2 e ozônio (O_3), foram observados aumentos nos riscos relativos percentuais (RR%) para as hospitalizações por doenças respiratórias totais de 9,67 (IC95% 11,84–7,54), 6,98 (IC95% 9,98–4,17) e 1,93 (IC95% 2,95–0,93), respectivamente.

Volta Redonda, local do presente estudo, é uma cidade do interior do estado do Rio de Janeiro também conhecida como “cidade do aço”, que apresenta intensa atividade industrial e intenso fluxo de veículos pesados e de passeio. Suas atividades contribuem para elevada emissão de poluentes no ar, tornando sua qualidade muitas vezes nociva à saúde humana. Em estudos já realizados para diferentes períodos (entre 2002 e 2007) foram encontradas associações entre os poluentes e as internações de residentes por doenças respiratórias (OLIVEIRA *et al.*, 2011; PAIVA, 2014) e cardiovasculares (OLIVEIRA *et al.*, 2011), contribuindo ainda para a ocorrência de prematuridade e baixo peso ao nascer (REIS, 2009).

Os objetivos deste estudo foram analisar a associação da exposição à poluição atmosférica às internações hospitalares por doenças respiratórias de residentes em Volta Redonda, no período de 2013 a 2015, bem como estimar seus custos. Pretende-se, com seus resultados, complementar os estudos já realizados para anos anteriores, nos quais os níveis de emissão e de atividade econômica eram diferentes. Busca-se a geração de informações que contribuam para a discussão da problemática ambiental na região, sensibilizando os gestores no sentido da adoção de medidas mitigadoras da poluição e capazes de contribuir para a melhoria do bem-estar da população e a redução dos gastos do sistema público de saúde.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Volta Redonda tem população estimada em 273.012 habitantes, sendo a maior cidade do sul fluminense e a terceira maior do interior do estado do Rio de Janeiro (IBGE, 2019). O município está situado ao sul do estado, no trecho inferior do médio vale do Rio Paraíba do Sul, entre as serras do Mar e da Mantiqueira. Localiza-se a 22°29'00" de latitude sul e 44°05'00" de longitude oeste, com altitude de 390 metros, ocupando área de 182,317 km², sendo 128 km² na zona rural e 54 km² na urbana (PVR, 2017).

A cidade possui um clima mesotérmico, apresentando invernos secos e verões quentes e chuvosos, com elevado índice de umidade (77%). A direção predominante dos ventos ocorre em sentido noroeste, sendo a temperatura média do município 21° e a precipitação média anual de 1.377,9 mm (PVR, 2017).

Volta Redonda é o segundo município do estado do Rio de Janeiro com maior potencial poluidor da atmosfera, atrás somente da cidade do Rio de Janeiro (IBGE, 2010). Faz parte da região do Médio Paraíba, que, segundo Relatório da Qualidade do Ar do Estado do Rio de Janeiro, é uma região prioritária para o monitoramento da qualidade do ar, sendo responsável por 6% da emissão veicular no estado do Rio de Janeiro (CONEMA, 2011). O monitoramento da qualidade do ar na cidade é realizado por meio de três estações automáticas (Belmonte, Retiro e Vila Santa Cecília) e sete semiautomáticas (Jardim Paraíba, Siderville, Limoeiro, Conforto, Centro, Aeroclube e Volta Grande) (INEA,

2016). Neste estudo, foram consideradas as estações automáticas da cidade (Figura 1).

Em cidades industriais, como é o caso de Volta Redonda, tem-se, além dos poluentes emitidos pelas indústrias, aqueles advindos da frota veicular, colaborando para o agravamento do quadro de degradação da qualidade do ar (INEA, 2016) e afetando sobremaneira a saúde humana. Entre os anos de 2008 e 2015, 9,8% das internações hospitalares de residentes no município foram por doenças respiratórias, que podem estar associadas à exposição aos poluentes. O valor total pago pelas internações foi de R\$ 11.769.391,93, que correspondeu a 9% dos gastos com internações hospitalares realizados pelo Sistema Único de Saúde (SUS) do município no mesmo período, sendo menor apenas que os gastos realizados com internações por doenças do aparelho circulatório (BRASIL, 2017).

A quantidade de veículos que trafega diariamente no município é considerável, pois, além dos residentes, existem pessoas que trabalham e estudam em Volta Redonda, mas são residentes de outras cidades. No ano de 2018, a frota veicular da cidade era de 145.377 veículos, 1,9 veículo por habitante (DETRAN-RJ, 2018). Dados oficiais para veículos emplacados em outros municípios que trafegam diariamente em Volta Redonda não estão disponíveis. Além disso, o município é cortado pela rodovia BR 393, que faz a conexão da rodovia Rio–São Paulo com a Rio–Belo Horizonte e Rio–Bahia, o que acarreta

um grande fluxo de veículos de passeio e de transporte de cargas e passageiros. Nesse trecho, passavam

Método

Trata-se de um estudo ecológico de séries temporais com dados diários de internação (idade, datas de entrada e saída da internação, diagnóstico principal, valor médio gasto e valor total gasto com cada internação) por doenças do sistema respiratório (doenças do capítulo X da CID-10, categorias J00-J99, tais como: faringite, sinusite, pneumonia, bronquite, asma, entre outras) dos hospitais conveniados ao SUS de Volta Redonda, considerando o período de 1º de janeiro de 2013 a 31

diariamente cerca de 9 mil veículos, sendo a maior parte carretas pesadas (PVR, 2019).

de dezembro de 2015, obtidos no Departamento de Informática do SUS do Brasil (BRASIL, 2017).

Ainda que a poluição atmosférica tenha potencial para causar danos a toda a população, as faixas etárias envolvendo crianças e idosos são as mais suscetíveis aos efeitos dos poluentes. Por essa razão, os dados referentes às internações foram estratificados por faixa etária, sendo consideradas as internações de crianças meno-

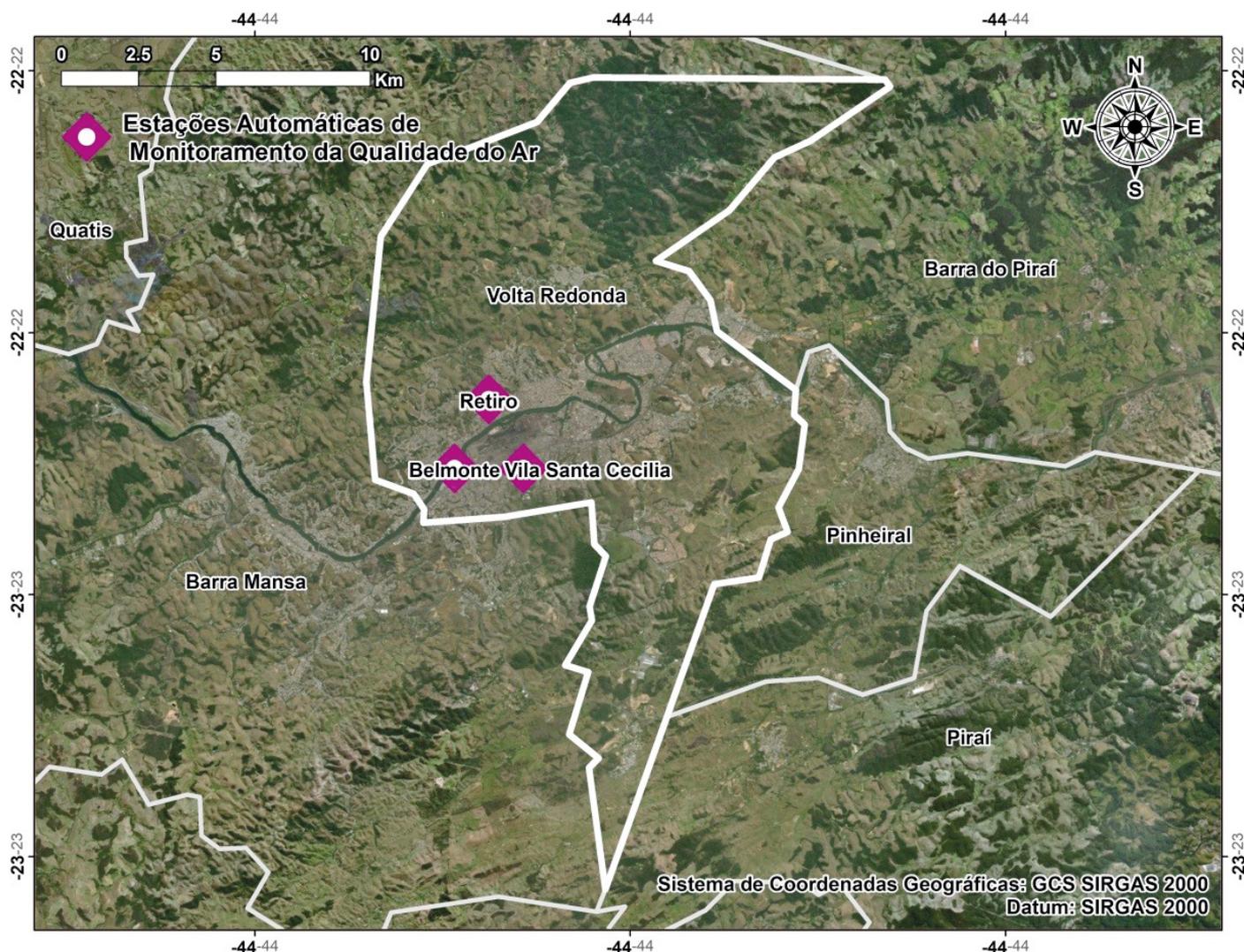


Figura 1 – Localização das estações de monitoramento do ar no município de Volta Redonda (RJ).

res que 5 anos, de idosos com 60 anos ou mais, bem como o total de internações de pessoas residentes em Volta Redonda.

A concentração diária do material particulado inferior a 10 micrômetros (PM_{10}), das partículas totais em suspensão (PTS) e do Ozônio (O_3) bem como a temperatura e umidade relativa do ar foram obtidas no Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (INEA), com dados horários. Foram consideradas as estações de monitoramento automático da qualidade do ar localizadas em Volta Redonda (Tabela 1), nos bairros Belmonte, Vila Santa Cecília e Retiro, considerando o período de 1º de janeiro de 2013 a 31 de dezembro de 2015.

Após a imputação dos dados faltantes (em média 8% das observações) utilizando o algoritmo EM (*expectation-maximization*) modificado, foram calculadas as concentrações médias diárias, desvios padrões, valores mínimo e máximo do PM_{10} , PTS, umidade relativa do ar, temperatura e maior média horária diária de O_3 das três estações. O método de imputação leva em consideração as estruturas de dependência entre as variáveis e a dependência temporal de cada variável (JUNGER, 2008). Para a realização da imputação, foi utilizada a plataforma estatística R.

Para estimar a associação existente entre o número de internações diárias por doenças do sistema respiratório para os grupos selecionados com as variações diárias na concentração dos poluentes selecionados, adotou-se o modelo aditivo generalizado (MAG) de regressão de Poisson (Equação 1), que tem sido muito utilizado em diversos estudos como este (JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; NASCIMENTO *et al.*, 2012; CESAR; NASCIMENTO; CARVALHO JUNIOR, 2013; NARDOCCI *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2014; PINHEIRO *et al.*, 2014).

$$\ln(E(Y_t)) = \beta X_{1t} + \sum_{i=2}^p S_i(X_{it}) \quad (1)$$

Em que:

Y_t = o número de internações no dia t ;

X_{1t} = os níveis de poluentes no dia t ;

X_{it} = as variáveis preditoras do município;

S_i = as funções de alisamento das covariáveis aplicadas.

As regressões foram estimadas para três grupos:

- as contagens diárias de internações por doenças do sistema respiratório para todas as faixas etárias, ou seja, totais;
- as contagens diárias de internações por doenças do sistema respiratório para crianças de 0 a 5 anos;
- as contagens diárias de internações por doenças do sistema respiratório para indivíduos com mais de 60 anos.

O número diário de internações hospitalares por doenças respiratórias foi a variável dependente de cada modelo, e as concentrações médias diárias de PM_{10} e PTS e a maior média horária diária de O_3 foram incluídas como variáveis independentes. Uma vez que essas variáveis dependentes são influenciadas por fatores sazonais e pelas condições climáticas, o uso de variáveis de controle é importante, pois permitem o ajuste de tendências temporais (CONCEIÇÃO *et al.*, 2001; TADANO, 2007; COELHO, 2007). Nesse caso, com o objetivo de controlar a tendência e a sazonalidade da série temporal, foram introduzidas funções *splines* da variável tempo; os dias de semana e feriados nacionais e mu-

Tabela 1 – Identificação (ID) das estações de poluição do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) no município de Volta Redonda (RJ), coordenadas geográficas, latitude (°) e longitude (°).

ID	Agências	Estações	Latitude (°S)	Longitude (°S)
1	INEA	Belmonte	-22,52	-44,13
2	INEA	Retiro	-22,50	-44,12
3	INEA	Vila Santa Cecília	-22,52	-43,11

nicipais por meio de variáveis indicadoras; e funções *splines* para fatores climáticos, como a temperatura média e a umidade relativa do ar.

Antes da estimativa da regressão, foi construído um modelo base no qual constavam apenas as variáveis de controle descritas anteriormente, selecionadas com base na metodologia proposta por Junger (2008). Após a verificação de sua adequação, foram introduzidos os poluentes e suas defasagens (*lags*) de até sete dias e estimado o modelo polinomial de defasagem distribuída (PDLM), que permite a avaliação do efeito distribuído ao longo de vários dias subsequentes (OLIVEIRA, 2015). O tempo das defasagens corresponde ao intervalo entre o tempo de exposição e o efeito do poluente. A introdução das defasagens justifica-se, pois as interações em um dia podem estar associadas tanto à poluição do referido dia como à poluição de dias anteriores, no caso, sete dias.

Os efeitos para cada poluente introduzido ao modelo, que apresentaram significância estatística, foram estimados, proporcionando, dessa forma, o cálculo do risco relativo percentual (RR%) para cada incremento de 10 µg/m³. Os RR% expressam a variação percentual no número médio de interações para a variação de 10 µg/m³ nos níveis dos poluentes, com nível de significância adotado de 5% em todas as estimativas.

A qualidade do modelo foi determinada buscando minimizar o critério de informação de Akaike (AIC) e otimizar a função de autocorrelação parcial. As análises estatísticas foram realizadas por meio da plataforma estatística R versão 3.4.2, com biblioteca *mtsdi* e *ARES* versão 0.7.2.

Os resultados da estimativa permitiram avaliar a associação entre as interações e a exposição aos poluen-

tes, além de calcular quantas dessas interações estariam, estatisticamente, explicadas pela poluição.

A estimativa do número de casos atribuíveis ao fator de risco, ou seja, a exposição aos poluentes, foi calculada pela Equação 2 (CAMEY *et al.*, 2010; PAIVA, 2014):

$$NA = \frac{(RR - 1)}{RR} \cdot N \quad (2)$$

Em que:

NA = o número de casos atribuídos à concentração do poluente analisado;

RR = o risco relativo de interações pela poluição;

N = o número de interações por doenças respiratórias, para todas as faixas etárias, no período analisado.

Com base no número de interações associadas à poluição do ar (NA), foi estimado o custo dessa poluição. Tal custo foi calculado por meio da multiplicação do valor médio da interação (BRASIL, 2017) pelo número de interações atribuíveis à poluição (Equação 3):

$$G = NA \times CM \quad (3)$$

Em que:

G = o gasto total com as interações associadas à poluição;

NA = o número de casos atribuídos à concentração do poluente analisado;

CM = o custo médio das interações por doenças respiratórias.

RESULTADOS

No período estudado, foram registradas 40.502 interações, sendo 3.660 (9,04%) por doenças do sistema respiratório. Percebeu-se que, entre o número de ocorrências por doenças respiratórias, os idosos com 60 anos ou mais corresponderam a 39% das interações, com média diária de 1,30 (DP = 1,21), variando de zero a sete interações por dia. Já as interações de crianças menores que 5 anos corresponderam a 17% do total, sendo a média diária de 0,57 (DP = 0,85), com variação entre zero e cinco ocorrências por dia (Tabela 2).

Quanto à concentração dos poluentes, tem-se que a média diária do PM₁₀ foi de 29,45 µg/m³, com valor máximo diário de 132,76 µg/m³, não apresentando violação ao padrão diário estabelecido pelo CONAMA à época da pesquisa (Resolução nº 003/90) (BRASIL, 1990), que era de 150 µg/m³. Ressalta-se que, em 2018, o CONAMA publicou a Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018 (BRASIL, 2018), que altera os padrões de qualidade do ar, tornando-os mais restritivos.

Já as PTS apresentaram média diária de 43,28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com valor máximo diário de 172,39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, não revelando ultrapassagem ao padrão diário de 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, do CONAMA. A maior média horária diária para o O_3 foi de 41,34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com valor máximo de 108,12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, não apresentando violação do padrão CONAMA, no qual a maior média horária é de 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabela 2).

Embora as médias dos poluentes estudados não tenham ultrapassado os padrões de qualidade do ar do CONAMA, com relação ao padrão diário recomendado pela OMS ocorreram violações. O PM_{10} apresentou 60 violações ao padrão, que é de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Já o O_3 apresentou duas violações (104,93 e 102,16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à recomendação da OMS, que é de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

No período do estudo, 75% das concentrações médias diárias de PTS, PM_{10} e O_3 mantiveram-se abaixo de 50,49, 34,15 e 48,28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Os valores médios diários da umidade relativa do ar e da temperatura foram, respectivamente, 73,28% e 22,67°C.

Os dados suavizados pela *spline* demonstraram um padrão sazonal no número diário de internações, apresentando picos e vales em função de períodos específicos. Nota-se que no período de inverno há maior ocorrência de internações por doenças respiratórias.

Uma hipótese para esse comportamento reside no fato de que nesse período pode ocorrer inversão térmica, colaborando para que os poluentes presentes no ar não sejam dispersados na atmosfera, e sim fiquem aprisionados nas camadas mais próximas da superfície, contribuindo para o aumento de internações respiratórias (Figura 2).

A suavização da distribuição temporal do PM_{10} demonstrou comportamento sazonal, com aumento das concentrações diárias no período de inverno e diminuição no verão, fato observado também por Braga *et al.* (2007) e Moreira *et al.* (2014) para as cidades de Itabira (MG) e Tangará da Serra (MT), respectivamente. Segundo relatório de qualidade do ar da Cetesb (2017), isso ocorre pelo fato de que, no inverno, as condições meteorológicas são desfavoráveis à dispersão dos poluentes. O mesmo foi observado para as PTS, mas com uma diferença: o ano de 2013 apresentou-se mais estável. O O_3 também apresentou sazonalidade, com aumento dos níveis diários do poluente nos períodos de inverno e primavera, e diminuição no verão. Segundo Nascimento *et al.* (2006), as maiores insolação dos dias de verão e permanência de precursores oxidantes na atmosfera no inverno fazem com que o ozônio apresente picos tanto nos períodos frios como nos quentes (Figura 3).

Tabela 2 – Valores médios com os respectivos desvios padrão, mínimo e máximo do número de internações por doenças respiratórias, PM_{10} , partículas totais em suspensão (PTS), O_3 , temperatura mínima e umidade relativa do ar de Volta Redonda, no período de janeiro de 2013 a dezembro de 2015.

	Variáveis	N*	%	Dias**	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Doenças Respiratórias	Total	3660	100%	1095	3,34	2,16	0	14
	0 a 4 anos	621	17%	1095	0,57	0,85	0	5
	60 anos ou mais	1427	39%	1095	1,30	1,21	0	7
Poluentes	O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	-	1095	41,34	13,58	8,58	108,19
	PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	-	1095	29,45	11,37	7,39	132,76
	PTS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	-	-	1095	43,28	16,87	12,39	172,39
Dados meteorológicos	Temperatura (°C)	-	-	1095	22,67	3,25	12,10	31,39
	Umidade Relativa (%)	-	-	1095	73,28	6,68	39,56	90,51

*Número de internações; **total de dias do período estudado.

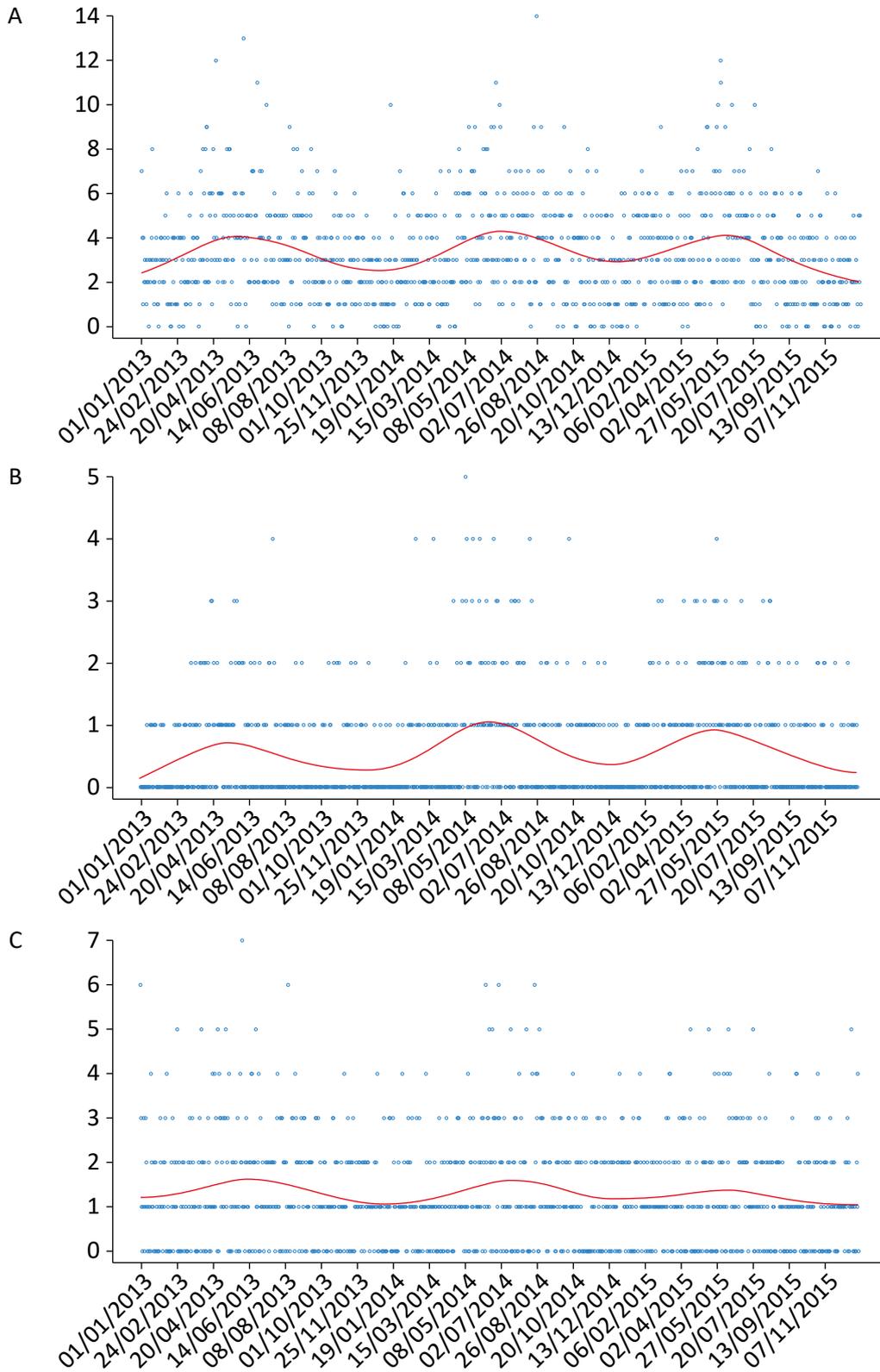


Figura 2 – Número diário de internações hospitalares por doenças respiratórias e curva de suavização total e por grupos selecionados, em Volta Redonda, no período de janeiro de 2013 a dezembro de 2015: (A) internações totais; (B) internações de crianças menores de 5 anos; (C) internações de idosos com 60 anos ou mais.

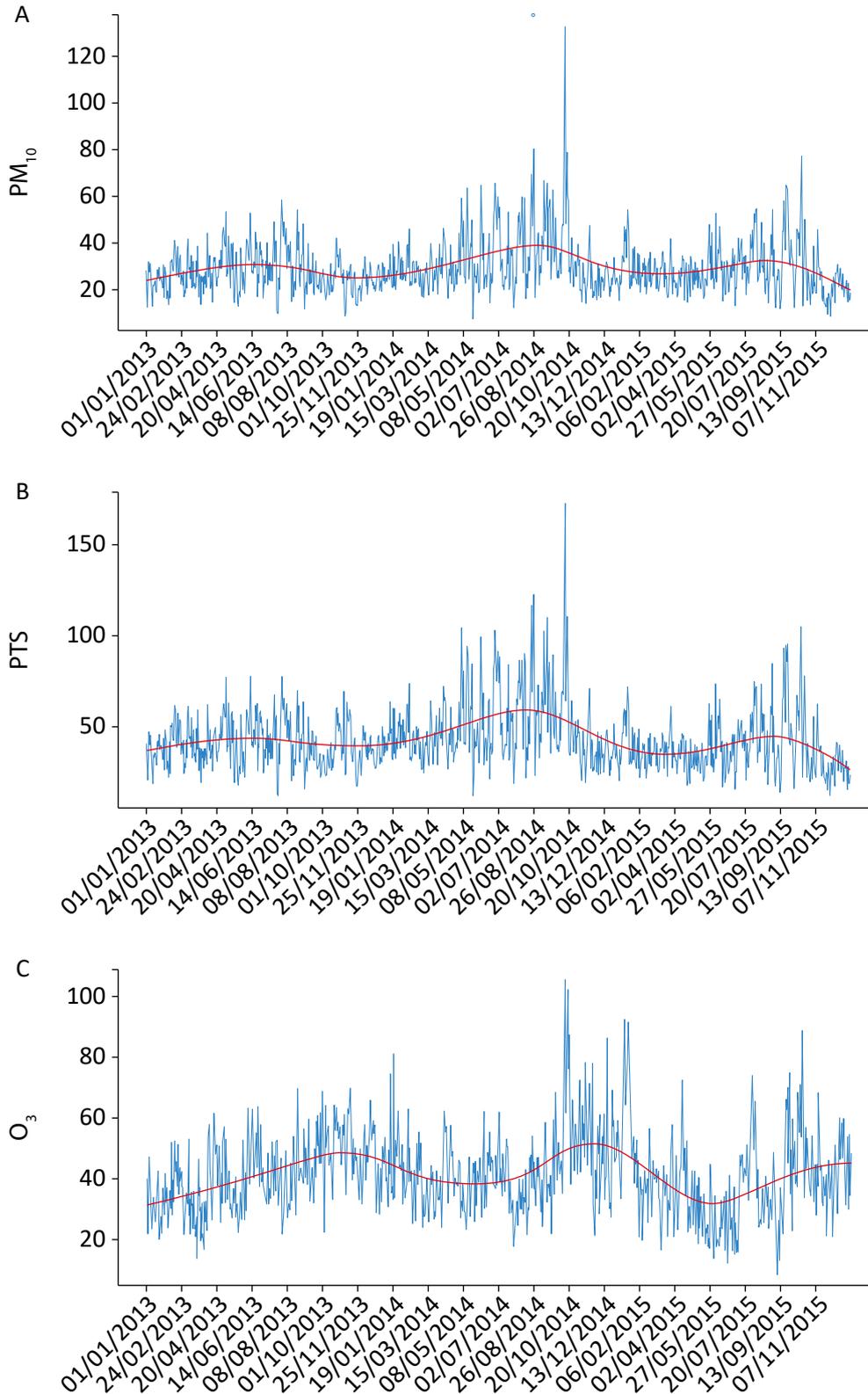


Figura 3 – Concentrações médias diárias de PM_{10} , partículas totais em suspensão (PTS) e O_3 , na cidade de Volta Redonda, no período de janeiro de 2013 a dezembro de 2015: (A) concentrações médias diárias de PM_{10} ; (B) concentrações médias diárias de PTS; (C) concentrações médias diárias de O_3 .

Quando calculados os riscos relativos, percebeu-se que a exposição ao PM_{10} esteve associada significativamente às internações por doenças respiratórias totais nos *lags* 2 e 3 (indicando que a exposição nos dois e três dias anteriores à internação contribuíram com ela), sendo observado, respectivamente, aumento de 1,39% (IC95% 0,23; 2,55%; $p = 0,02$) e de 1,36% (IC95% 0,21; 2,52%;

$p = 0,02$) no risco dessas internações, dada a exposição a incrementos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . Em idosos com 60 anos ou mais, o aumento do risco relativo nos *lags* 3 e 4 foi de 1,8% (IC95% -0,02; 3,69%; $p = 0,05$) e de 1,9% (IC95% -0,02; 3,85%; $p = 0,05$), respectivamente. Na Figura 4, os RR%, para as defasagens propostas, são apresentados com os intervalos de confiança do qual fazem parte.

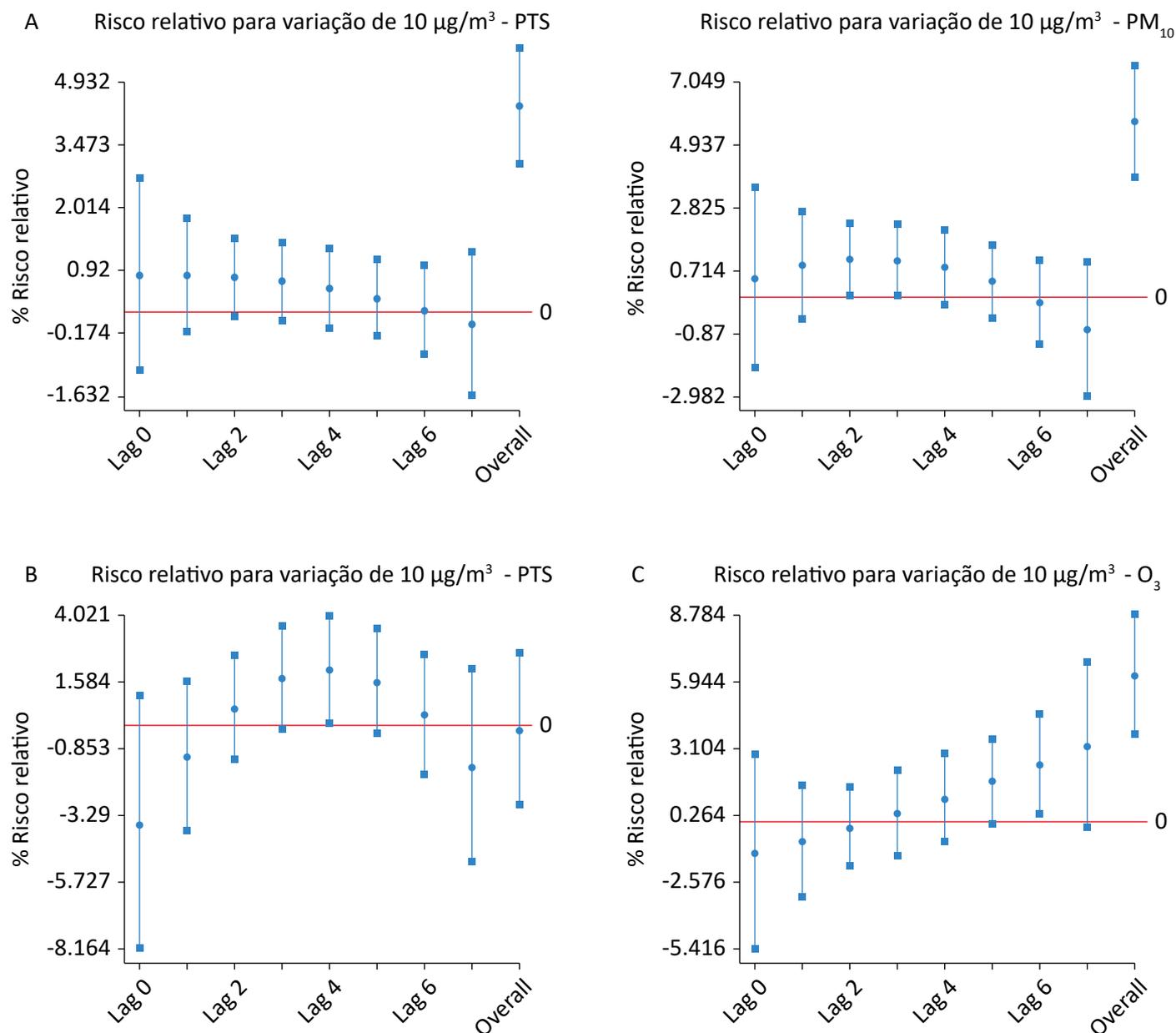


Figura 4 – Risco relativo percentual para incrementos de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de poluentes que apresentaram efeito(s) com significância estatística para internações hospitalares por doenças respiratórias, em Volta Redonda, no período de 2013 a 2015: (A) internações totais por doenças respiratórias: partículas totais em suspensão (PTS) e PM_{10} ; (B) internações de crianças menores de 5 anos por doenças respiratórias: PTS; (C) internações de idosos maiores de 60 anos por doenças respiratórias: O_3 .

Já a exposição a PTS esteve associada significativamente às internações totais no *lag* 2, sendo observado aumento de 0,84% (IC95% 0,40; 1,65%; $p = 0,04$) no risco relativo dessas internações. Em crianças (< 5 anos), o aumento do risco no *lag* 4 foi de 2,02% (IC95% 0,05; 4,02%; $p = 0,04$).

Os processos industriais e os veículos automotores, considerados intensos na cidade, são fontes emissoras desse poluente, que, além de danos à saúde, causa prejuízos à vegetação e contaminação da água e do solo (CETESB, 2017).

O O₃ também apresentou associação significativa, mas somente para as internações por doenças respiratórias

em idosos. Tal associação ocorreu no *lag* 6, com aumento de 2,41% (IC95% 0,31; 4,57%; $p = 0,02$) no risco dessas internações (Figura 4C).

Com base nos resultados da associação entre as doenças respiratórias e os poluentes do ar, foram avaliados os gastos monetários incorridos pelo SUS para custeio das internações associadas ao PM₁₀, selecionado por ser o poluente que apresentou, em termos gerais, efeitos mais robustos (Tabela 3).

Foi observado que 99 das 3.660 internações por doenças respiratórias estiveram associadas aos níveis de PM₁₀. O custo estimado foi de R\$ 115.165,25.

DISCUSSÃO

Volta Redonda tem como principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos a atividade industrial e a frota veicular, que colaboram significativamente para a degradação da qualidade do ar na cidade.

No período estudado, as concentrações diárias de PM₁₀, O₃ e PTS, bem como as internações por doenças respiratórias, demonstraram padrão sazonal. A sazonalidade observada nas concentrações desses poluentes

pode ser explicada, em parte, pelo clima e topografia da cidade. A cidade possui clima mesotérmico, com invernos secos e verões chuvosos (janeiro e fevereiro há maior incidência de chuvas), que contribui em maior ou menor grau para a dispersão dos poluentes atmosféricos, determinando a qualidade do ar.

Percebeu-se que, em épocas de maior volume de chuvas, os poluentes apresentaram menores níveis de

Tabela 3 – Estimativa do custo associado à poluição do ar por MP₁₀, por doenças respiratórias, na cidade de Volta Redonda.

PM ₁₀				
Ano	Lags	Total (NA)	Valor médio*	Valor total
2013	Lag 2	17	R\$ 1.239,30	R\$ 20.525,79
	Lag 3	16	R\$ 1.239,30	R\$ 20.247,39
	Total	33		R\$ 40.773,19
2014	Lag 2	17	R\$ 1.181,06	R\$ 20.124,69
	Lag 3	17	R\$ 1.181,06	R\$ 19.851,73
	Total	34		R\$ 39.976,42
2015	Lag 2	16	R\$ 1.063,57	R\$ 17.325,32
	Lag 3	16	R\$ 1.063,57	R\$ 17.090,33
	Total	32		R\$ 34.415,64
Total		99		R\$ 115.165,25

NA: número de casos atribuíveis; *valor médio das internações por doenças respiratórias no ano, conforme dados do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS).

concentração na atmosfera quando comparados aos períodos mais secos e sem chuva.

Analisando os dados no período para as internações, observou-se a média diária de 3,34 internações, variando entre 0 e 14 ocorrências por dia para todas as faixas etárias. Os idosos com 60 anos ou mais apresentaram a maior média diária, com 1,30 (variando entre zero e sete internações por dia). Já as crianças menores que 5 anos apresentaram média diária de 0,57, com variação entre zero e cinco ocorrências por dia (Tabela 2).

O resultado das internações é menor que o encontrado por Oliveira *et al.* (2011), que, no período de 2002 a 2006, para Volta Redonda, identificaram a quantidade máxima por dia de ocorrências para o total de internações por doenças respiratórias de 15, com média diária de 4,29. Já para os idosos o número máximo de internações por dia foi de 8, com média diária de 1,23, e 6 em crianças, com média diária de 0,77 internação.

Nardocci *et al.* (2013), em estudo para a cidade de Cubatão (SP), considerando o período de 2000 a 2008, determinaram o número máximo de internações por doenças do sistema respiratório menor que a do presente estudo (máximo por dia igual a 8, com média diária de 1,21), sendo igual a 11 para o total (com média diária de 2,14 internações).

É válido salientar que não se pretende comparar os resultados apresentados neste trabalho, pois estudos como este devem ser analisados com cautela, visto que muitos fatores podem influenciar para o aumento ou a diminuição dos desfechos em saúde, tais como: a quantidade de habitantes, a quantidade de pessoas que utilizam o serviço de saúde de determinada cidade, o período realizado, a topografia, as condições meteorológicas e a metodologia utilizada para as análises estatísticas, além de condições socioeconômicas da população avaliada.

Os resultados da regressão indicaram que as internações por doenças respiratórias estiveram associadas à exposição da população aos poluentes examinados (PTS, PM_{10} e O_3), considerando-se o total e os grupos analisados (crianças e idosos). Dessa forma, entende-se que elevações nas concentrações desses poluentes contribuem para o aumento dos casos de internações por doenças respiratórias, mesmo quando essas concentrações se encontram abaixo dos padrões mínimos exigidos pelo CONAMA, como é o caso.

Outros estudos concluíram sobre a associação entre os poluentes e as internações por doenças respiratórias (OLIVEIRA *et al.*, 2011; PAIVA, 2014) e cardiorrespiratórias (OLIVEIRA *et al.*, 2011) em Volta Redonda, indicando que essa associação pode variar de acordo com grupos etários, sexo, defasagens (*lags*) e período de análise.

Algumas pesquisas observaram a associação entre os impactos de curto prazo na saúde e a exposição aos poluentes atmosféricos para diversas regiões, analisando principalmente a relação da exposição ao material particulado atmosférico fino ($PM_{2,5}$ e PM_{10}) com as internações por doenças respiratórias em crianças e idosos, bem como para mortalidade para essas categorias (OLIVEIRA *et al.*, 2011; JASINSKI; PEREIRA; BRAGA, 2011; NASCIMENTO *et al.*, 2012; AMÂNCIO; NASCIMENTO, 2012; CESAR; NASCIMENTO; CARVALHO JUNIOR, 2013; NARDOCCI *et al.*, 2013).

Quanto ao O_3 , ele apresentou associação significativa somente para as internações por doenças respiratórias em idosos, no *lag* 6, com aumento de 2,41% (IC95% 0,31; 4,57%; $p = 0,02$) no risco dessas internações (Figura 4C). Em São Paulo, um estudo que analisou a relação da poluição do ar com os atendimentos no pronto-socorro de um hospital, para idosos (≥ 65 anos), no período de maio de 1996 a 1998, verificou a associação entre o O_3 e os atendimentos. Observou-se que o aumento interquartil (25–75%) para o O_3 ($38,80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) levou a um incremento de 8,07% nos atendimentos por pneumonia ou gripe em idosos (MARTINS *et al.*, 2002).

A estimativa dos custos das internações associadas à exposição ao PM_{10} indica a elevação dos gastos com saúde pela poluição do ar. Esse dispêndio (R\$ 115.165,25) poderia ser evitado caso não houvesse a degradação da qualidade do ar. Da mesma maneira, Paiva (2014), em estudo realizado considerando as internações por doenças respiratórias em Volta Redonda, no período de 2005 a 2007, já havia calculado os custos de internações associadas à poluição do ar, que totalizaram R\$ 170.711,83 no período.

Outros estudos, que estimaram custos gerados pelas internações por doenças dos sistemas respiratório e circulatório associadas à poluição atmosférica em regiões metropolitanas brasileiras (TAYRA; RIBEIRO; NARDOCCI, 2012) e pela mortalidade atribuída à exposição ao PM_{10} na cidade de Cubatão (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014) con-

cluíram que esses custos são significativos e justificam a adoção de políticas mitigadoras da poluição.

Apesar da importância de se estimarem tais custos, encontram-se muitas dificuldades. Uma delas reside no fato de que pode ocorrer subestimação do custo dessa poluição, uma vez que é preciso levar em conta que foram considerados apenas os gastos com as internações respiratórias realizadas pelo SUS. Desconsideraram-se, por exemplo, as consultas e as internações do sistema privado, os dias de trabalho perdidos pelos indivíduos internados, a renda perdida pelo acompanhante do paciente e a mortalidade precoce associada à poluição. Além disso, tem-se que os danos gerados sobre a vida animal e vegetal também produzem impactos nos gastos do poder público, devendo ser incluídos no cálculo

(PAIVA, 2010; MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014; SILVA; ABE; MIRAGLIA, 2017).

Além dos gastos monetários, que são apenas uma pequena parcela estimada, existem outras perdas ainda maiores, como qualidade de vida, momentos de lazer, dias de trabalho perdido, entre outros.

Uma análise integrada desses gastos poderia colaborar para uma estimativa de custo mais completa. Mesmo que os valores monetários apurados sejam referentes apenas a uma parte do valor econômico total, tornam-se importante fonte de informação para o desenvolvimento de políticas públicas que busquem a redução ou a eliminação da poluição atmosférica na cidade de Volta Redonda.

CONCLUSÃO

Com base na análise dos resultados, observou-se que a exposição da população aos poluentes do ar na cidade de Volta Redonda, no período estudado, esteve relacionada a internações por doenças respiratórias. Os resultados são importantes pois permitem identificar essa relação, indicando um caminho para a adoção de políticas que busquem a mitigação da emissão dos poluentes em geral, de fontes móveis ou fixas.

Tendo em vista a relevância do tema estudado e algumas limitações, sugere-se que outros trabalhos possam ampliar a discussão sobre os efeitos da poluição do ar na saúde humana, com relação a outros tipos de doenças (neoplasias, doenças oftalmológicas, doenças no sistema nervoso, entre outras), bem como incluir casos registrados na rede privada e casos que não levaram a internações, como dados provenientes dos atendimentos realizados em serviços de pronto atendimento e na atenção primária em saúde.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a bolsa de mestrado para Jéssica Guerra Inácio de Oliveira.

REFERÊNCIAS

- AMÂNCIO, T.C.; NASCIMENTO, C.F.L. Asma e poluentes ambientais: um estudo de séries temporais. *Revista da Associação Médica Brasileira*, v. 58, n. 3, p. 302-307, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0104-42302012000300009>
- ARBEX, M.A.; SANTOS, U.P.; MARTINS, L.C.; SALDIVA, P.H.N.; PEREIRA, L.A.A.; BRAGA, A.L.F. A poluição do ar e o sistema respiratório. *Jornal Brasileiro de Pneumologia*, São Paulo, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1806-37132012000500015>
- BARBOSA, S.M.M.; FARHAT, S.C.L.; MARTINS, L.C.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N.; ZANOBETTI, A.; BRAGA, A.L.F. Poluição do ar e a saúde das crianças: a doença falciforme. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 31, n. 2, p. 265-275, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00013214>
- BELL, M.L.; DAVIS, D.L. Reassessment of the lethal London fog of 1952: novel indicators of acute and chronic consequences of acute exposure to air pollution. *Environmental Health Perspectives*, v. 109, supl. 3, p. 389-394, 2001. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.01109s3389>

BRAGA, A.L.; PEREIRA, L.A.A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P.A.; SALDIVA, P.H.N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, supl. 4, p. 570-578, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600017>

BRAGA, A.L.; ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J. The lag structure between particulate air pollution and respiratory and cardiovascular deaths in 10 US cities. *Journal Occupational Environment Medicine*, v. 43, n. 11, p. 927-933, 2001. <https://doi.org/10.1097/00043764-200111000-00001>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. *Diário Oficial da União*, Brasília, 1990.

BRASIL. Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS). *Internações por doenças respiratórias e circulatórias de Volta Redonda* [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <robertapaz2003@yahoo.com.br > em 12 de janeiro de 2017.

BRASIL. *Resolução CONAMA Nº 491 de 19/11/2018*. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2018.

CAMEY, S.A.; AGRANONIK, M.; RADAELLI, J.; HIRAKATA, V.N. Fração Atribuível Populacional. Revista do Hospital das Clínicas de Porto Alegre. *Clinical and Biomedical Research*, v. 30, n. 1, p. 77-85, 2010.

CARNESECA, E.C.; ACHCAR, J.A.; MARTINEZ, E.Z. Association between particulate matter air pollution and monthly inhalation and nebulization procedures in Ribeirão Preto, São Paulo State, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 28, n. 8, p. 1591-1598, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2012000800017>

CESAR, G.C.A.; NASCIMENTO, L.F.C.; CARVALHO JUNIOR, A.J. Associação entre exposição ao material particulado e internações por doenças respiratórias em crianças. *Revista de Saúde Pública*, v. 47, n. 6, p. 1209-1212, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0034-8910.2013047004713>

COELHO, M.S.Z.S. *Uma análise estatística com vistas a previsibilidade de internações por doenças respiratórias em funções de condições meteorológicas na cidade de São Paulo*. 196 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do ar no estado de São Paulo 2016*. São Paulo: CETESB, 2017.

CONCEIÇÃO, G.M.; MIRAGLIA, S.G.; KISHI, H.S.; SALDIVA, P.H.; SINGER, J.M. Air pollution and child mortality: a time series study in Sao Paulo, Brazil. *Environmental Health Perspectives*, v. 109, supl. 3, p. 347-350, 2001.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. Resolução nº 34, de 27 de maio de 2011. Aprova o Plano de Controle da Poluição Veicular - PCPV para o Estado do Rio de Janeiro e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, 29 jun. 2011.

DAPPER, S.N.; SPOHR, C.; ZANINI, R.R. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: uma revisão sistemática no estado de São Paulo. *Estudos Avançados*, v. 30, n. 86, 2016. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142016.00100006>

DASTOORPOOR, M.; SEKHAVATPOUR, Z.; MASOUMI, K.; MOHAMMADI, M.J.; AGHABABAEIAN, H.; KHANJANI, N.; HASHEMZADEH, B.; VAHEDIAN, M. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular diseases in Ahvaz, Iran. *Science of the Total Environment*, v. 652, p. 1318-1330, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.285>

DEPARTAMENTO DE TRÂNSITO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (DETRAN-RJ). *Anuário estatístico 2018*. DETRAN-RJ, 2018. Disponível em: <http://www.detran.rj.gov.br/_include/geral/anuario_estatistico_detran_rj_2018.pdf>. Acesso em: jan. 2020.

FREITAS, C.U.; LEON, A.P.; JUNGER, W.; GOUVEIA, N. Poluição do ar e impactos na saúde em Vitória, Espírito Santo. *Revista de Saúde Pública*, v. 50, 2016. <https://doi.org/10.1590/S1518-8787.2016050005909>

- GAVINIER, S.; NASCIMENTO, L.F.C. Poluentes atmosféricos e internações por acidente vascular encefálico. *Ambiente & Água*, v. 9, n. 3, p. 390-401, 2014. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1318>
- GOUVEIA, N.; CORRALLO, F.P.; LEON, A.C.P.; JUNGER, W.; FREITAS, C.U. Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. *Revista de Saúde Pública*, v. 51, 2017. <https://doi.org/10.11606/s1518-8787.2017051000223>
- HU, C.Y.; FANG, Y.; LI, F.L.; DONG, B.; HUA, X.G.; JIANG, W.; ZHANG, H.; LYU, Y.; ZHANG, X.J. Association between ambient air pollution and Parkinson's disease: Systematic review and meta-analysis. *Environmental Research*, v. 168, p. 448-459, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.008>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Diretoria de Pesquisas. Coordenação de População e Indicadores Sociais. Estimativas da população residente. IBGE, 2019. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/volta-redonda/panorama>>. Acesso em: jan. 2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Potencial de poluição industrial do ar no estado do Rio*. IBGE, 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo?busca=1&id=1&idnoticia=1154&t=air-pollution-potential-of-industry-in-the-state-of-rio-janeiro-is&view=noticia>>. Acesso em: jun. 2017.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). *Relatório da qualidade do ar*. INEA, 2016. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Monitoramentodoar-EmiQualidade/Qualidoar/RelatorioAnualAr/index.htm&lang=>>>. Acesso em: jun. 2017.
- JACOB, M.; ZHANG, G.; CHEN, S.; MULLINS, B.; BELL, M.; JIN, L.; GUO, Y.; HUXLEY, R.; PEREIRA, G. A associação entre poluição do ar ambiente e resultados adversos selecionados da gravidez na China: uma visão sistemática. *Science of the Total Environment*, v. 579, p. 1179-1192, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.100>
- JASINSKI, R.; PEREIRA, L.A.A.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes em Cubatão, São Paulo, Brasil, entre 1997 e 2004. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 27, n. 11, p. 2242-2252, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2011001100017>
- JUNGER, W.L. *Análise, imputação de dados e interfaces computacionais em estudos de séries temporais epidemiológicas*. 178f. Tese (Doutorado) – Instituto de Medicina Social, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.
- KÜNZLI, N.; PEREZ, L.; RAPP, R. *Air quality and health*. Lausanne: European Respiratory Society, 2010. v. 66.
- LIMA, C.A.T.; NASCIMENTO, L.F.C.; MEDEIROS, A.P.P.; SANTOS, V.P. Associação entre a exposição materna ao material particulado e parto prematuro. *Ambiente & Água*, v. 9, n. 1, p. 27-36, 2014. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1262>
- LUONG, L.M.; PHUNG, D.; SLY, P.D.; MORAWSKA, L.; THAI, P.K. The association between particulate air pollution and respiratory admissions among Young children in Hanoi, Vietnam. *Science of the Total Environment*, v. 578, p. 249-255, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.012>
- MACHIN, A.B.; NASCIMENTO, L.F.C. Efeitos da exposição a poluentes do ar na saúde das crianças de Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 34, n. 3, 2018. <https://doi.org/10.1590/0102-311x00006617>
- MARTINS, L.C.; LATORRE, M.R.D.O.; CARDOSO, M.R.A.; GONÇALVES, F.L.T.; SALDIVA, P.H.N.; BRAGA, A.L.F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. *Revista de Saúde Pública*, v. 36, n. 1, p. 88-94, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000100014>
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington: Island Press, 2005.
- MIRAGLIA, S.G.; GOUVEIA, N. Costs of air pollution in Brazilian metropolitan regions. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 19, n. 10, p. 4141-4147, 2014. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141910.09232014>

MOREIRA, P.S.P.; DALLACORT, R.; LIMA, I.F.; TIEPPO, R.C.; SANTOS, C. Concentração de Material Particulado na Região de Tangará da Serra-MT, Sul da Amazônia Legal. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 7, n. 6, p. 1145-1152, 2014. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v7.6.p1145-1152>

NARDOCCI, A.C.; FREITAS, C.U.; PONCE DE LEON, A.C.M.; JUNGER, W.L.; GOUVEIA, N.C. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 29, n. 9, p. 1867-1876, 2013. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00150012>

NASCIMENTO, L.F.C.; FRANCISCO, J.B.; PATTO, M.B.R.; ANTUNES, A.N. Environmental pollutants and stroke-related hospital admissions. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 28, n. 7, p. 1319-1324, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2012000700010>

NASCIMENTO, L.F.C.; PEREIRA, L.A.A.; BRAGA, A.L.F.; MÓDOLO, M.C.C.; CARVALHO JÚNIOR, J.A. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. *Revista de Saúde Pública*, v. 40, n. 1, p. 77-82, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102006000100013>

NEGRISOLI, J.; NASCIMENTO, L.F.C. Poluentes atmosféricos e internações por pneumonia em crianças. *Revista Paulista de Pediatria*, v. 31, n. 4, p. 501-506, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0103-05822013000400013>

OLIVEIRA, B.F.A. *Poluição atmosférica e seus efeitos na saúde infantil: Um estudo sobre biomarcadores de estresse oxidativo em crianças e adolescentes da Amazônia Brasileira*. 2015. Tese (Doutorado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2015.

OLIVEIRA, M.S.; LEON, A.P.; MATTOS, I.E.; KOIFMAN, S. Differential susceptibility according to gender in the association between air pollution and mortality from respiratory diseases. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 27, n. 9, p. 1827-1836, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2011000900016>

PAIVA, R.F.P.S. *A valoração ambiental a partir da economia ecológica: um estudo de caso para a poluição hídrica e atmosférica na cidade de Volta Redonda, RJ*. Tese (Doutorado) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

PAIVA, R.F.P.S. Hospital morbidity due to diseases associated with air pollution in the city of Volta Redonda, Rio de Janeiro: cases and economic cost. *Revista de Saúde Coletiva*, v. 22, n. 2, p. 127-132, 2014. <https://doi.org/10.1590/1414-462X201400020004>

PERLROTH, N.H.; BRANCO, C.W.C. O estado atual do conhecimento sobre a exposição ambiental no organismo infantil durante os períodos sensíveis de desenvolvimento. *Journal of Pediatrics*, v. 93, n. 1, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2016.07.002>

PINHEIRO, S.L.L.A.; SALDIVA, P.H.N.; SCHWARTZ, J.; ZANOBETTI, A. Efeitos isolados e sinérgicos do MP₁₀ e da temperatura média na mortalidade por doenças cardiovasculares e respiratórias. *Revista de Saúde Pública*, v. 48, n. 6, p. 881-888, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0034-8910.2014048005218>

PREFEITURA DE VOLTA REDONDA (PVR). *Localização do município*. Volta Redonda: PVR, 2017. Disponível em: <<http://www.portalvr.com/>>. Acesso em: maio 2017.

PREFEITURA DE VOLTA REDONDA (PVR). Volta Redonda segue investindo na mobilidade urbana. Volta Redonda: Prefeitura de Volta Redonda, 2019. Disponível em: <<https://voltaredonda.rj.gov.br/41-noticias-em-destaque/stmu/1612-volta-redonda-segue-investindo-em-melhorias-na-mobilidade-urbana>>. Acesso em: 9 jan. 2020.

REIS, M.M. *Poluição atmosférica e efeitos adversos na gravidez em um município industrializado no estado do Rio de Janeiro*. Tese (Doutorado) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ROMÃO, R.; PEREIRA, L.A.A.; SALDIVA, P.H.N.; PINHEIRO, P.M.; BRAGA, A.L.F.; MARTINS, L.C. The relationship between low birth weight and exposure to inhalable particulate matter. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 29, n. 6, p. 1.101-1.108, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2013000600007>

SALVI, S. Health effects of ambient air pollution in children. *Pediatric Respiratory Reviews*, v. 8, n. 4, p. 275-280, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.prrv.2007.08.008>

SANTOS, V.P.; MEDEIROS, A.P.P.; LIMA, T.A.C.; NASCIMENTO, L.F.C. O papel dos poluentes atmosféricos sobre o peso ao nascer em cidade de médio porte Paulista. *Revista Paulista de Pediatria*, v. 32, n. 4, p. 306-312, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0103-05822014000400005>

SHARMA, G.; GOODWIN, J. Effect of aging on respiratory system physiology and immunology. *Clinical Interventions in Aging*, v. 1, n. 3, p. 253-260, 2006. <https://dx.doi.org/10.2147%2Fcia.2006.1.3.253>

SILVA, C.M.A.; MATTOS, I.E.; IGNOTTI, E.; HACON, S.S. Material particulado originário de queimadas e doenças respiratórias. *Revista de Saúde Pública*, v. 47, n. 2, p. 345-352, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0034-8910.2013047004410>

SILVA, L.T.; ABE, K.C.; MIRAGLIA, S.G.E.K. Avaliação de impacto à saúde da poluição do ar no município de Diadema, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 117-129, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170258>

TADANO, Y.S. *Análise do impacto de MP₁₀ na saúde populacional: estudo de caso em Araucária, PR*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

TADANO, Y.S.; UGAYA, C.M.L.; FRANCO, A.T. Methodology to assess air pollution impact on human health using the generalized linear model with Poisson regression. In: KHARE, M. (org.). *Air pollution: Monitoring, Modelling and health*. Croatia: InTech, 2012. p. 281-304.

TAYRA, F.; RIBEIRO, H.; NARDOCCI, A.C. Avaliação econômica dos custos da poluição em Cubatão - SP com base nos gastos com saúde relacionados às doenças dos aparelhos respiratório e circulatório. *Saúde e Sociedade*, v. 21, n. 3, p. 760-775, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902012000300020>

YANAGI, Y.; ASSUNÇÃO, J.V.; BARROZO, L.V. The impact of atmospheric particulate matter on cancer incidence and mortality in the city of São Paulo, Brazil. *Caderno de Saúde Pública*, v. 28, n. 9, p. 1737-1748, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2012000900012>

YAP, J.; NG, Y.; YEO, K.K.; SAHLEN, A.; LAM, C.S.P.; LEE, V.; MA, S. Particulate air pollution on cardiovascular mortality in the tropics: impact on the elderly. *Environmental Health*, v. 18, n. 1, 2019. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0476-4>



ESTUDO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SERVIÇO DE SAÚDE PARA REDUÇÃO DE CUSTOS ECONÔMICOS E IMPACTOS AMBIENTAIS

HEALTH SERVICE WASTEWATER TREATMENT STUDY
TO REDUCE ECONOMIC COSTS AND ENVIRONMENTAL IMPACTS

Gustavo Machado 

Pesquisador Associado na
Fundação Oswaldo Cruz – Rio de
Janeiro (RJ), Brasil.

Lídia Yokoyama 

Professor Titular do Departamento
de Processos Inorgânicos da Escola
de Química na Universidade Federal
do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro
(RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Gustavo Machado – Rua Gilberto
Cardoso, 230/804 – Leblon –
CEP 22430-070 – Rio de Janeiro
(RJ), Brasil – E-mail:
gustavoxmartins@gmail.com

Recebido em: 19/11/2019

Aceito em: 02/03/2020

RESUMO

As universidades e instituições de pesquisa geram cerca de 1% dos resíduos químicos perigosos no mundo, sendo, muitas delas, da área de saúde. Para que esses resíduos sejam tratados como efluente é necessária a adequação às legislações ambientais de disposição final de resíduos de serviço de saúde e lançamento de efluentes. O objetivo deste estudo é apresentar uma proposta de tratamento de efluente de laboratório de assistência à saúde, por meio de processos oxidativos avançados (POA). Utilizou-se efluente gerado de equipamento de análise, Labmax 240 Premium, o qual realiza testes bioquímicos e imunoquímicos de sangue e soro humano, oriundo do Laboratório de Diagnóstico, Ensino e Pesquisa do Centro de Saúde Escola Germano Sinval Faria (ENSP/Fiocruz). Para tratamento do efluente, foram comparadas as seguintes alternativas: peróxido de hidrogênio (H_2O_2), fotólise (UV), H_2O_2 /UV, reagente de Fenton e foto-Fenton. Entre todos os POA estudados, o reagente de Fenton apresentou os melhores resultados nas condições de concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador Fe^{2+} foi 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0. As eficiências de remoção foram de DQO de 73,4%, de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 46%, de turbidez de 90,1%, ocorrendo consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de lodo, de modo que o efluente final se adequou à legislação ambiental. A análise econômica verificou uma economia de 71,8% no custo total em relação à disposição praticada, incineração, o que a torna viável e indica que o método utilizado gera menores impactos ambientais globais.

Palavras-chave: processos oxidativos avançados; reagente de Fenton; resíduos de serviço de saúde.

ABSTRACT

Universities and research institutions generate about 1% of the world's hazardous chemical waste, many of which is in the health area. In order for these wastes to be treated as wastewater, it is necessary to adapt them to the environmental legislation for the final disposal of Health Service waste and wastewater disposal. The objective of this study is to present a proposal for the treatment of health care laboratory wastewater, through advanced oxidation processes (AOP). The wastewater generated from analysis equipment, Labmax 240 Premium, was used, which performs biochemical and immunochemical tests of blood and human serum, from the Diagnostic, Teaching and Research Laboratory of the Germano Sinval Faria School of Health (ENSP)/Fiocruz. For its treatment, the following alternatives were compared: hydrogen peroxide (H_2O_2), photolysis (UV), H_2O_2 /UV, Fenton reagent and photo-Fenton. Among all the AOP studied, the Fenton reagent showed the best results under the conditions of molar concentration of 3:1 oxidant (H_2O_2 : QOD) with single addition; Fe 2+ catalyst mass ratio was

5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) and pH 2.0. The removal efficiencies were of QOD of 73.4%, of BOD of 46%, turbidity of 90.1%, occurring to a total consumption of the oxidant (H_2O_2) and generation of 2,126 mg/L of sludge, making the final wastewater comply with the environmental legislation (BRASIL/2011). The economic analysis revealed a saving of 71.8% in the total cost in relation to the practiced disposal, incineration, which makes it viable and indicates that the method used generates less global environmental impacts.

Keywords: advanced oxidation processes; fenton reagent; health service waste.

INTRODUÇÃO

As atividades realizadas pelo homem geram diferentes tipos de resíduos, resultado do consumo de matérias-primas e de insumos necessários aos diversos processos produtivos. A disposição desses resíduos na natureza causa diversos impactos ao meio ambiente e, conseqüentemente, ao ser humano. A capacidade de diluição dos ecossistemas naturais é limitada e atingiu um patamar tal que as grandes quantidades e complexidade dos resíduos gerados inviabilizam a assimilação completa pelo ambiente, resultando em impactos significativos para a saúde do homem (COSTA; CANGERANA, 2016). Atualmente, é indispensável a implementação de sistemas de gestão dos resíduos gerados nas diversas linhas de produção visando à mitigação desses impactos.

As universidades e instituições de pesquisa juntas geram cerca de 1% dos resíduos perigosos no mundo, o que é pouco quando comparado com a geração de outras unidades, como indústrias (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005). Em contrapartida, o pequeno volume e a elevada diversidade dos resíduos gerados por instituições de ensino e pesquisa dificultam uma padronização nas formas de tratamento e disposição adequada. Além disso, a cada nova pesquisa desenvolvida, novos produtos são consumidos e, conseqüentemente, os mais diversos tipos de resíduos são produzidos (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015).

O gerenciamento de resíduos pelas unidades de ensino e pesquisa é assunto amplamente discutido, e muitas instituições já implantaram procedimentos para sua correta destinação. No entanto, pela dificuldade na caracterização de uma diversidade de resíduos novos gerados a cada pesquisa e pela falta de avaliação das

especificidades de cada resíduo, muitas vezes a destinação final escolhida atende aos parâmetros da legislação, mas com alto custo e com impactos ambientais que poderiam ser minimizados (MACHADO, 2010).

Vários métodos convencionais de tratamento de efluentes utilizados nas indústrias e em diversas atividades têm sido criticados por realizarem apenas separação de fases, causando impacto ambiental secundário (COSTA; CANGERANA, 2016). Com base nos estudos de outras instituições, como exemplo, a experiência no Laboratório de Resíduos Químicos de São Carlos (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005), uma unidade de tratamento de resíduos químicos pode alcançar os níveis de redução apresentados a seguir:

- 40% por meio da reciclagem, de forma que essa quantidade possa retornar aos laboratórios como reagentes;
- 40% que podem ser tratados de maneira adequada, podendo ser descartados sem oferecer maiores riscos à saúde ambiental e humana;
- os 20% restantes seriam compostos de materiais que não oferecem condições de tratamento imediato e, portanto, seriam destinados a aterros específicos ou incinerados por empresas qualificadas, possuidoras dos licenciamentos ambientais e autorizações específicas.

Entre as unidades de pesquisa abordadas, muitas atuam na área de saúde. Com relação aos resíduos de serviço de saúde (RSS), por não haver a melhor segregação, convencionalmente se utiliza a incineração como método de tratamento total ou parcial (ARRUDA *et al.*, 2017). Segundo as regulamentações nacionais para RSS, preconizadas pela Resolução CONAMA nº 358/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA nº 430/2011

(BRASIL, 2011) e pela Resolução de Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária RDC nº 222/2018 (BRASIL, 2018), os resíduos químicos são classificados como grupo B.

Os resíduos do grupo B que apresentem risco à saúde ou ao meio ambiente, se não passarem por processo de reutilização, recuperação ou reciclagem, devem passar por tratamento ou disposição final específica. Os resíduos químicos perigosos sólidos, se não tratados, devem ser dispostos em aterro de resíduos perigosos (classe I). Já os no estado líquido devem passar por tratamento específico, sendo vedada a disposição final em aterros (DALLES *et al.*, 2014).

Segundo o artigo 71 da RDC nº 222/2018, “a destinação dos resíduos dos equipamentos automatizados e dos reagentes de laboratórios clínicos [...] deve considerar todos os riscos presentes, conforme normas ambientais vigentes” (BRASIL, 2018, p. 14). No caso dos rejeitos deste estudo, por serem líquidos, podem ser destinados para incineração pelo pequeno volume de geração e pela grande diversidade.

A incineração é uma destinação adequada à legislação ambiental vigente, porém muito onerosa, podendo também gerar impactos ao meio ambiente. Assim, é relevante incentivar o desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento dos RSS que levem em consideração características relacionadas ao custo e à acessibilidade (ARRUDA *et al.*, 2017).

Para nortear este estudo, foi utilizado o trabalho *Gestão de resíduos perigosos na Fiocruz: diagnóstico e aperfeiçoamento* (MACHADO, 2010), que define uma metodologia de classificação dos resíduos químicos gerados nas atividades finalísticas da Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz) e propõe rotas alternativas de tratamento. Em consonância com o estudo de Machado (2010), concluiu-se que é possível minimizar custos econômicos e ambientais por meio do tratamento de parte dos resíduos químicos gerados como efluente nesse tipo de instituição.

Tendo em vista a abrangência do tema, o presente estudo adotou uma das classes de resíduos químicos abordada no trabalho referenciado para aprofundamento prático mediante a aplicação de processos oxidativos avançados (POA) para tratamento como efluente. Para que seja realizada a alteração de rota

e esses resíduos possam ser tratados como efluente, é importante ressaltar a necessidade de adequação às regulamentações nacionais e locais pertinentes a RSS e à legislação CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), a qual dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes.

O efluente oriundo de equipamento automático de análise bioquímica de soro e sangue humano foi escolhido como o resíduo químico para estudar diferentes tecnologias de POA. Esse tipo de equipamento é comumente utilizado em laboratórios de análise bioquímica para a realização de testes com diversos reagentes químicos em amostras biológicas, gerando um complexo efluente, constituído de componentes químicos recalcitrantes e agentes biológicos patogênicos.

Cabe ressaltar que há diversas formas de se tratar os efluentes e RSS, como é apontado por Verlicchi, Aukidy e Zambello (2015), sendo os POA uma das rotas importantes para degradação de componentes recalcitrantes. Nessa vertente, Sá (2017) também propõe avaliação de efluente de equipamento laboratorial automatizado, por processo foto-Fenton.

Existem muitos compostos em determinadas concentrações que são tóxicos ou que não são biodegradáveis, os quais são classificados como recalcitrantes. Os POA são uma alternativa para tratamento desse tipo de efluente (RIBEIRO *et al.*, 2015; VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2015) e têm o objetivo de mineralizar ou diminuir a recalcitrância dos compostos orgânicos mais complexos, de modo que os converta em substâncias biodegradáveis ou inertes, diferentemente dos métodos que envolvem somente transferência de fase (BORBA *et al.*, 2014). Assim, esses processos podem ser utilizados para degradação de contaminantes emergentes e micropoluentes (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015; WANG; RODDICK; FAN, 2017), antibióticos e farmacêuticos (BAENA-NOGUERAS; GONZÁLEZ-MAZO; LARA-MARTÍN, 2017; QUITAISKI, 2018; PAPAGEORGIOU; KOSMA; LAMBROPOULOU, 2016; MIRZAEI *et al.*, 2017; PÉREZ *et al.*, 2016), efluentes alimentícios (KRZEMINSKA; NECZAJ; BOROWSKI, 2015), efluente de curtume (BORBA *et al.*, 2014), efluentes oriundos de produtos de estética e cuidado pessoal (CARLSON *et al.*, 2015), corantes (SILVA *et al.*, 2008) e efluentes industriais em geral (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Nesse cenário, Dewil *et al.* (2017) e Ribeiro *et al.* (2015) apresentam estudos que consolidam as técnicas de POA, em um panorama com múltiplos contextos, como demonstrado anteriormente.

Os POA são baseados na geração do radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$), altamente reativo pelo seu alto potencial de oxidação, o qual é capaz de desencadear uma série de reações que têm a capacidade de destruir completamente muitos poluentes orgânicos (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014).

Acredita-se que uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes do setor de saúde inclua a utilização dos POA (VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2015), e já há estudos e mudanças nas rotas de tratamento de efluentes. Entre os efluentes e resíduos oriundos de serviços de saúde, cabe uma reflexão quanto aos pequenos geradores, como laboratórios e clínicas, e o estudo de uma alternativa simples para esses geradores, como Sá (2017) também demonstra.

Podem ser utilizados como agentes oxidantes: oxigênio, ozônio, peróxido de hidrogênio (H_2O_2), isoladamente ou combinados, em associação com catalisadores. Em todos os casos, esses agentes oxidantes apresentam em comum a capacidade de gerar radicais hidroxila de elevada reatividade que exibem, contudo, uma baixa seletividade (MACHADO, 2014).

Com relação à utilização de catalisadores, os POA podem ser agrupados em duas classes: processos heterogêneos (uso de catalisadores sólidos) e processos

homogêneos, ambos podendo utilizar radiação ultravioleta (UV). A Tabela 1 apresenta os principais POA encontrados na literatura.

A vantagem dessas tecnologias é a possibilidade da ausência de subprodutos, por se tratarem de processos destrutivos. Borba *et al.* (2014) realizaram processo foto-Fenton para efluente de curtume e, em condições operacionais ótimas, obtiveram uma remoção de quase 100% da demanda química de oxigênio (DQO), cor e turbidez.

Nesse contexto, o intuito deste trabalho foi realizar experimentos práticos e propor uma alternativa de tratamento para essa tipologia de resíduo. Os resultados encontrados para tratamento de resíduos dos equipamentos automatizados e dos reagentes de laboratórios clínicos podem ser utilizados em diversas realidades, de acordo com a comparação da concentração de contaminantes contida em cada efluente.

Ante o exposto, o presente trabalho justificou-se pelo seu potencial em avaliar e comparar diferentes tecnologias de POA para utilização no próprio local de geração do resíduo em substituição à incineração, rota utilizada na instituição estudada, a qual apresenta um custo elevado. Pretende-se, com os resultados obtidos, possibilitar a otimização e o aperfeiçoamento dos processos de destinação final dos resíduos químicos gerados na instituição estudada e contribuir com um modelo de tratamento que possa ser utilizado por outros geradores de RSS, assim como foi realizado por laboratório de São Carlos, que pode segregar seus resíduos químicos gerados e tratá-los de acordo com as especificidades necessárias de cada grupo. O laboratório

Tabela 1 – Sistemas típicos de processos oxidativos avançados.

Processo	Homogêneo	Heterogêneo
Com irradiação	O_3/UV	Fotocatálise Heterogênea $\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$
	$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	
	Foto-Fenton	
Sem irradiação	$\text{O}_3/\text{HO}^\cdot$	$\text{O}_3/\text{catalisador}$
	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	
	Reativo de Fenton	

UV: ultravioleta.

Fonte: Costa e Cangerana (2016, p. 81).

traz uma abordagem diferenciada de utilização de POA para resíduos químicos e bioquímicos que pode ser repli-

cada em outras instituições, como proposto por este estudo (ALBERGUINI; SILVA; REZENDE, 2005).

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a pesquisa, foi realizado levantamento bibliográfico de estudos de POA desenvolvidos para diferentes tipos de tratamento de efluente, por diversas técnicas, como: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), fotólise (UV), oxidação H_2O_2 /UV artificial, reagente de Fenton, coagulação (Fe^{2+}), foto-Fenton. Com base na bibliografia levantada, pode-se identificar que POA são efetivos para diversos tipos de efluente, especialmente os de RSS, e o que deve ser levado em conta é a melhor eficiência econômica, de acordo com as características do efluente a ser tratado.

O objetivo deste estudo é apresentar uma proposta de tratamento para efluente de equipamento laboratorial automatizado, gerado em laboratório de assistência à saúde, por meio de POA. Foi utilizado resíduo químico/efluente oriundo do Laboratório de Diagnóstico, Ensino e Pesquisa (Ladep), do Centro de Saúde Escola Germano Sinval Faria, da Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca (ENSP) da Fiocruz. Esse laboratório utiliza o equipamento de análise Labmax 240 Premium, o qual realiza testes bioquímicos e imunoquímicos de sangue e soro humano para assistência à saúde humana. Conforme dados informados pela pesquisadora responsável pelo laboratório, esse equipamento realiza mensalmente 3.500 análises em média, gerando volume médio de efluente de 200 litros mensais.

Esse tipo de efluente foi escolhido de forma representativa, por ser gerado em análises realizadas por diversos

Caracterização do efluente de estudo

Antes de iniciar os experimentos, determinaram-se os seguintes parâmetros de caracterização: pH a 25°C, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total (COT), cloreto, turbidez e peróxido de hidrogênio residual (após tratamento). Além desses, outros parâmetros podem ser determinados para comprovação de eficiência da melhor alternativa de tratamento encontrada. Todas as metodologias analíticas foram utilizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2005).

Com a variação do efluente utilizado de acordo com as análises realizadas pelo equipamento, antes de cada ex-

laboratórios clínicos da Fiocruz. Nessas análises, a mistura de amostras biológicas com diversos reagentes químicos, de acordo com cada análise específica, gera um efluente complexo, composto de agentes biológicos patogênicos e componentes químicos recalcitrantes. Em diagnóstico dos resíduos químicos gerados na Fiocruz, essa tipologia de resíduo foi definida como bactericidas. Entre os 34.299,05 litros coletados anualmente nos laboratórios da Fiocruz, quantificou-se o volume médio anual de coleta de 10.798,3 litros de bactericidas, representando a proporção de 31,48%, o que demonstra a relevância na mudança do tratamento direcionado para esse grupo específico (MACHADO, 2010).

O Labmax 240 Premium é um equipamento compacto de alto desempenho que realiza testes bioquímicos e imunoquímicos, tem em sua programação diversas análises (95 testes) e pode realizar em média de 240 a 400 testes por hora. Os resíduos/efluentes são segregados em resíduos de reação (concentrado) e resíduos de lavagem das cubetas (diluído) LABTEST. O efluente utilizado foi o de reação, por ser mais concentrado.

As amostras foram coletadas e mantidas em temperatura ambiente, nas condições em que foram geradas, sendo acondicionadas até 10 dias para utilização nos experimentos.

perimento caracterizou-se previamente o efluente com os seguintes parâmetros: DQO, pH e turbidez. Deve-se ressaltar que a quantidade de reagentes utilizada em cada experimento foi determinada com base no número de mols (quantidade de matéria orgânica) de DQO inicial. Cabe ressaltar que, como os reagentes utilizados são padronizados, os reagentes inorgânicos são constantes na amostra, podendo-se considerar os dados de DQO final para calcular a razão molar de reagente necessária. Assim, pela determinação da DQO inicial de cada amostra, pode-se obter a concentração em $mg O_2/L$ e, por conseguinte, calcular a razão molar, de cada método proposto, para a obtenção da concentração de oxidante desejada.

Tratamento do efluente com POA

Para o tratamento do efluente de serviço de saúde, foram testados os seguintes processos oxidativos: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), oxidação H_2O_2 /UV artificial, fotólise (UV), reagente de Fenton, coagulação (Fe^{2+}), foto-Fenton. O volume das amostras de estudo submetidas aos processos oxidativos foi de 400 mL. A determinação das dosagens de reagente foi realizada em aparelho de Jar-Test e, quando da utilização de radiação (UV), foi utilizado equipamento específico construído de acordo com pesquisa de Bessa, Sant'anna Jr.

e Dezotti (2001) para emissão de radiação UV no processo. Todos os ensaios foram realizados à temperatura ambiente de 25°C, sob agitação por um período de tempo preestabelecido de 120 minutos. Foram retiradas alíquotas para análise de H_2O_2 residual, turbidez e DQO, em 60 e 120 minutos, para aferição dos dados obtidos. Os experimentos foram conduzidos segundo a Tabela 2.

Para realização dos experimentos utilizando radiação UV, construiu-se reator como descrito a seguir.

Equipamento de radiação UV

Como o efluente utilizado no estudo é oriundo de laboratório com baixa geração, planejaram-se exper-

imentos para tratamento com reator em batelada. O reator de UV foi construído de acordo com pesquisa

Tabela 2 – Descrição dos experimentos realizados neste trabalho.

Grupo de Experimentos 1	Oxidação com H_2O_2 , em função do pH, na ausência de catalisador	Variação pH (2, 4, 6, 8, 10, 12) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 1:1, em 60 minutos de reação
Grupo de Experimentos 2	Oxidação H_2O_2 /UV	Variação pH (3, 4, 6, 7, 8, 10, 12) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 1:1, UV = 247 W/m ²
Grupo de Experimentos 3	Fotólise UV	Condições: pH 7,0 e UV = 247 W/m ²
Grupo de Experimentos 4	Fenton	Variação pH (2, 3, 4) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 3:1 e catalisador na razão mássica (H_2O_2 : Fe^{2+}) = 5:1
Grupo de Experimentos 5	Fenton	Variação H_2O_2 : Fe^{2+} (3:1; 5:1; 10:1) Condições: razão molar (H_2O_2 :DQO) = 3:1 e pH 2,0
Grupo de Experimentos 6	Fenton	Variação Molaridade H_2O_2 (1, 2, 3, 4) Condições: catalisador na razão mássica (H_2O_2 : Fe^{2+}) = 5:1, pH = 2,0
Grupo de Experimentos 7	Oxidação H_2O_2 (comparação Fenton)	Condições: razão molar 3:1(H_2O_2 :DQO) e pH = 2,0
Experimento 8	Fenton fracionado (variação adição fracionada)	Adição Fracionada do H_2O_2 em três etapas: 1,5:1 (H_2O_2 :DQO) no início, 0,75:1 (H_2O_2 :DQO) em 30 minutos e 0,75:1 (H_2O_2 :DQO) em 60 minutos Condições: razão mássica H_2O_2 : Fe^{2+} de 5:1, em pH 2,0, com controle em 30, 60 e 120 minutos
Experimento 9	Foto-Fenton (melhor condição Fenton)	Condições: concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}), pH 2,0 e UV = 247 W/m ²
Experimento 10	Fenton condição ótima (DBO e COT)	Condições: concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0

UV: ultravioleta; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total.

Fonte: Machado (2014, p. 48).

(BESSA; SANT'ANNA JR.; DEZOTTI, 2001). O modelo consiste em um invólucro isolado luminosamente, evitando assim exposição dos operadores aos raios UV. Dentro do reator, a amostra é colocada em bquer de vidro de 600 mL e é irradiada por meio de uma lâmpada de mercúrio de alta pressão de 250 W (Phillips), com o bulbo do vidro removido, a qual fica alocada no topo do reator. Essa lâmpada é alocada centralmente, a 13 cm de altura da superfície do reagente, apresentando irradiância de 247 W/m² ($\lambda > 254$). A tempera-

Irradiância

A lâmpada de UV teve seu fluxo radiante determinado por um radiômetro solar, modelo SL 100 e fabricante KIMO. A irradiância medida é o fluxo de energia recebida por unidade de área (W/m²), e a energia acumulada é o produto da irradiação global pelo tempo de irradiação, expresso em Wh/m². O radiômetro possui um sen-

Análise econômica

Finalizados todos os experimentos descritos, pelos resultados obtidos foi selecionada a melhor alternativa, em termos de eficiência e viabilidade técnica. A fase final baseou-se em uma análise de viabilidade

de econômica combinada à viabilidade técnica para apontar a real possibilidade de substituição da rota de tratamento utilizada atualmente (incineração) para o resíduo estudado.

- placa de agitação Corning, Modelo PC-420;
- bomba para recirculação construída;
- lâmpada de mercúrio (250 W) Phillips;
- radiômetro solar KIMO, modelo SL100.

de econômica combinada à viabilidade técnica para apontar a real possibilidade de substituição da rota de tratamento utilizada atualmente (incineração) para o resíduo estudado.

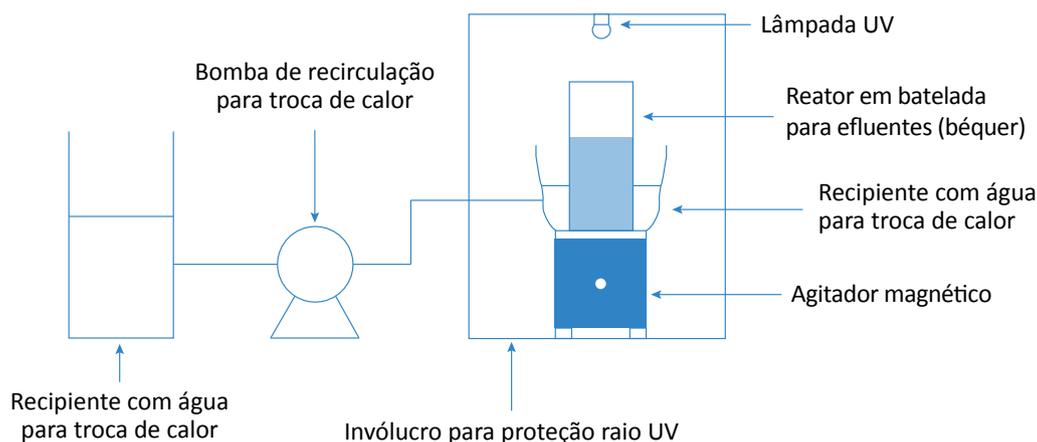
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do efluente de estudo

O efluente a ser tratado apresenta alta variabilidade de substâncias pelo espectro de análises, alcançan-

do diferentes valores de DQO e DBO, de acordo com as análises realizadas no período. Para uma maior

Figura 1 – Esquema do fotorreator utilizado experimentalmente.



UV: ultravioleta.

Fonte: Machado (2014, p. 45).

compreensão das faixas da quantidade de matéria inorgânica desse efluente, foram realizadas caracterizações para cada amostra, obtendo-se também um valor médio de DQO de 700 mg/L. Os dados obtidos na caracterização do efluente são apresentados na Tabela 3.

Rotas de tratamento com POA

Considerando-se os processos estudados, a oxidação utilizando apenas H_2O_2 não foi efetiva, propiciando eficiências baixas de remoção de matéria orgânica (DQO), na ordem de 20% para concentração de oxidante molar 1:1 (H_2O_2 :DQO) e de 32% para concentração de oxidante molar 3:1 (H_2O_2 :DQO). Grande parte do oxidante utilizado não foi consumido no processo, indicando reação lenta, como pode ser visualizado na Figura 2.

A fotólise com radiação UV também não foi efetiva, apenas aumentando a turbidez do efluente e mantendo a DQO estável. Na Figura 3, são apresentados os dados da fotólise com radiação UV.

A oxidação H_2O_2 /UV aumentou a eficácia do processo, conforme a Figura 3. O melhor resultado foi em pH 7,0 (neutro), o que auxilia as condições de oxidação por não necessitar de alteração da faixa de pH. As condições ótimas de oxidação H_2O_2 /UV apresentaram eficácia de remoção de DQO de 53% e de turbidez de 45%, com consumo de 28% do oxidante.

Entre todos os POA estudados, o reagente de Fenton alcançou os melhores resultados de remoção de DQO,

quanto à biodegradabilidade do efluente caracterizado, ele pode ser classificado como refratário pelas condições verificadas (DBO/DQO = 0,19). Por isso, a biodegradabilidade foi utilizada como amostra modelo para verificação e comparação dos tratamentos propostos para essa tipologia de efluente.

turbidez e geração de lodo nas seguintes condições: relação molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única, razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e faixa de pH 2, em torno de 120 minutos.

Essas mesmas condições foram testadas três vezes nos experimentos de: variação de pH, de variação da concentração de H_2O_2 e no teste das condições ótimas para determinação da eficiência de remoção de DBO. Os resultados obtidos para remoção de DQO, turbidez e consumo de oxidante foram muito próximos em todos os testes, garantindo a reprodutibilidade dos experimentos executados e dos resultados obtidos. Os experimentos comprovam a regularidade e a eficiência dos dados obtidos no tratamento do efluente estudado.

Nas melhores condições do reagente de Fenton, foi avaliada a remoção da DBO. Após variações das condições no reagente de Fenton, definiram-se os parâmetros operacionais ótimos: concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única do oxidante, razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0. Para comprovação da eficiência do processo, realizou-se experimento nessas condições (experimento 10) com a

Tabela 3 – Dados obtidos na caracterização do efluente.

Parâmetro	Valores
DQO	Valores entre 786 e 551 mg/L
DBO	Valores entre 184 e 95 mg/L
Biodegradabilidade (DBO/DQO)	Relações entre 0,19 e 0,23
COT	148,45 mg/L
Cloreto	40,10 mg/L
Turbidez	16,3 NTU
pH	6,95

DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; COT: carbono orgânico total.

Fonte: Machado (2014, p. 54).

amostra de efluente mais concentrada após caracterização (DQO de 786 mg/L).

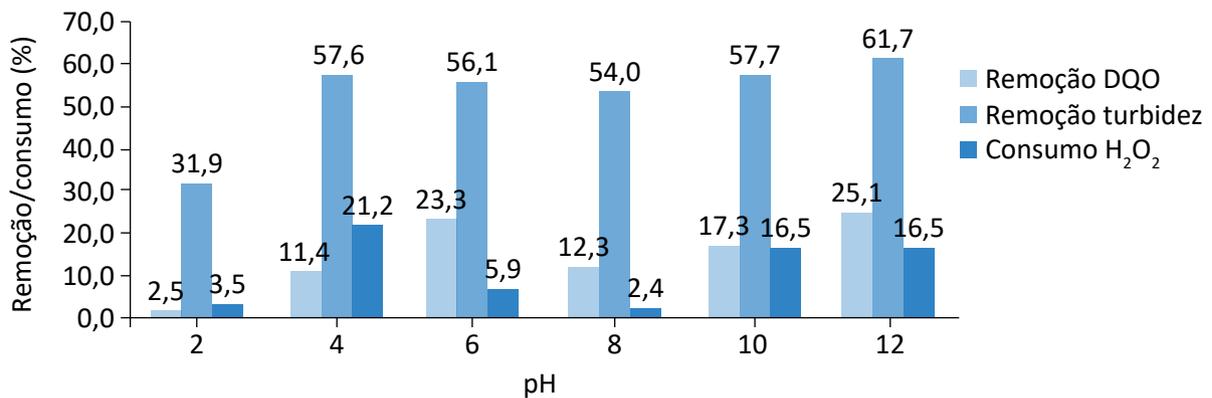
Utilizou-se amostra de efluente mais concentrada para certificar que, mesmo nas flutuações de maior concentração de matéria orgânica, a disposição final do efluente tratado será adequada à legislação ambiental vigente. Para comprovação dessa eficiência, mediu-se também o parâmetro DBO. Como o intuito é certificar o resultado final, foram coletadas amostras para análise somente no final do ensaio, após 120 minutos de reação. A Figura 4 apresenta os dados de eficiência obtidos dos parâmetros utilizando concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0 em 120 minutos.

Nessas condições ótimas, obtiveram-se eficiências de remoção de DQO de 73,4%, de DBO de 46%, de turbidez de 90,1%, com consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de SST referente ao lodo gerado.

Para estudo do foto-Fenton (experimento 9), utilizaram-se as condições ótimas obtidas no reagente de Fenton: pH ótimo 2,0, catalisador (5:1 - H_2O_2 : Fe^{2+}) e oxidante (3:1 - H_2O_2 : DQO) com adição única no início, UV= 247 W/m², e o tempo de oxidação definido foi de 120 minutos, com coleta das amostras em 60 e 120 minutos. Os resultados obtidos podem ser visualizados na Figura 5.

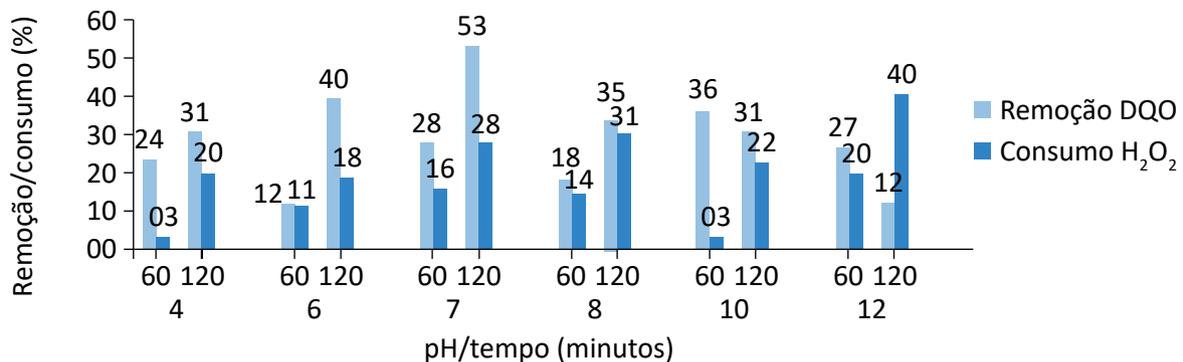
O processo foto-Fenton apresentou melhor eficiência de remoção de DQO em relação ao reagente de Fen-

Figura 2 – Oxidação com peróxido de hidrogênio, em função do pH, na ausência de catalisador. Condições: razão molar [H_2O_2]:[DQO] = 1:1; valores de pH 2, 4, 6, 8, 10 e 12, em 60 minutos de reação.



DQO: demanda química de oxigênio.
Fonte: Machado (2014, p. 57).

Figura 3 – Oxidação H_2O_2 /UV na concentração 1:1(H_2O_2 :DQO), UV= 247 W/m², em 60 e 120 minutos, e valores de pH: 6, 7, 8, 10, 12.



DQO: demanda química de oxigênio; UV: ultravioleta.
Fonte: Machado (2014, p. 65).

ton, ainda que muito próximas, com remoção de DQO de 76,1%, como pode ser constatado na Figura 5. Comparando-se as técnicas quanto aos parâmetros avaliados, o processo foto-Fenton tem maiores custos de instalação e de operação pela necessidade de radiação UV. Levando-se em consideração que esse processo apresenta eficiência da remoção de DQO similar ao Fenton convencional, não se justificam os custos adicionais. A diferença é que, por meio do foto-Fenton, esses resultados são obtidos já na primeira hora reacional, reduzindo o tempo reacional pela metade.

Em relação ao custo/benefício do processo, o consumo praticamente dobrado de oxidante para elevar a

Análise econômica

Após finalização dos experimentos e definição da melhor alternativa, em termos de eficiência e viabilidade técnica, utilizou-se cotação prévia e estimativa de custo para determinar os custos operacionais desse processo e verificar a possibilidade de alterar a rota de tratamento utilizada atualmente (incineração).

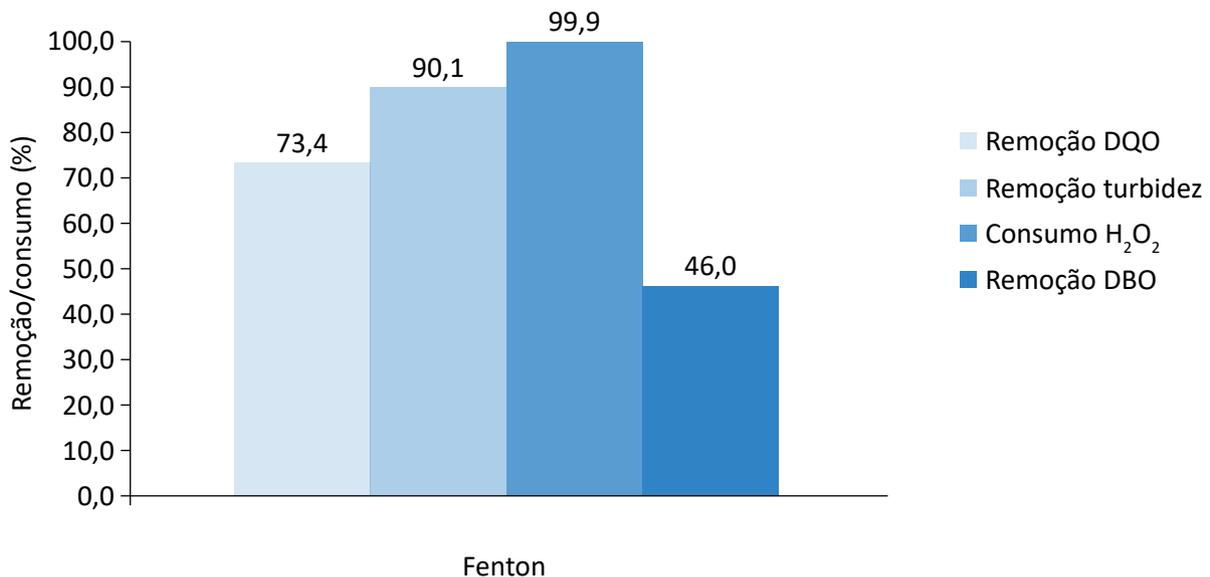
De acordo com pesquisa que deu base a este artigo (MACHADO, 2014), o custo para tratamento em em-

eficiência de 5 a 7% não é necessário nesse caso específico, pois o efluente já está adequado para descarte nas condições encontradas ótimas com Fenton (3:1). Para outros efluentes de maior recalcitrância, essa condição pode ser utilizada.

Mais estudos em relação às viabilidades técnica e econômica de cada processo podem indicar exatamente qual a melhor rota de tratamento para outros tipos de efluente. Caso esse processo seja conduzido industrialmente, essas duas técnicas devem ser mais bem estudadas, levando em conta todos os parâmetros envolvidos, como: gasto com energia elétrica, radiação UV, tempo reacional, disposição final do lodo gerado e consumo de oxidante.

presas licenciadas ambientalmente para incineração é de R\$ 2,80 por quilograma e para aterro industrial classe I é de R\$ 0,55 por quilograma. O custo de reagentes para laboratório (SIGMA ALDRICH, 2019), todos com o mesmo fabricante Vetec, é de R\$ 21 por litro de peróxido de hidrogênio — 30%; R\$ 25 por quilograma de sulfato ferroso P.A; R\$ 44 por litro de ácido sulfúrico 0,1N P.A; e R\$ 38 por quilograma de hidróxido de sódio 0,1N P.A.

Figura 4 – Reagente de Fenton – Melhor Condição – Determinação da Eficiência de Remoção de DBO, utilizando concentração de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e pH 2,0 em 120 minutos.



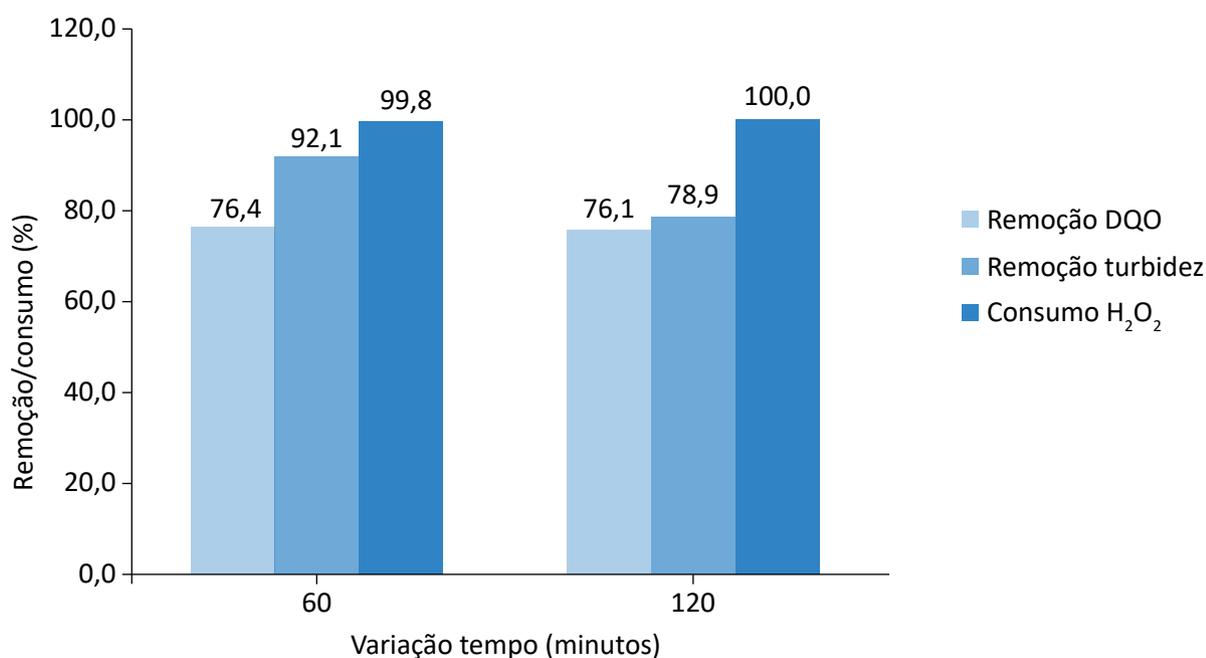
DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio.

Fonte: Machado (2014, p. 81).

Os custos associados ao tratamento de um litro do efluente estudado por reagente de Fenton estão apresentados na Tabela 4. O cálculo do lodo a ser destinado considera que o precipitado gerado no processo de oxidação com reagente de Fenton será filtrado e armazenado para disposição final. Logo, não foi utilizado o volume de lodo gerado, mas o SST. Com base nos dados de SST (2.126 mg/L) (MACHADO, 2014),

realizaram-se novos cálculos considerando que o lodo após filtração ainda retém 95% de umidade. O valor obtido no SST representa apenas 5% do lodo gerado. Pelos cálculos, obteve-se o valor de 42,52 g/L, já sendo considerada a umidade presente. Em relação ao custo dos demais reagentes, o cálculo foi realizado de acordo com dados práticos e quantidades utilizadas no experimento final.

Figura 5 – Foto-Fenton – condições ótimas do reagente de Fenton. Foram realizados experimentos na concentração de oxidante 3:1 (H₂O₂:DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H₂O₂:Fe²⁺), pH 2,0, UV = 247 W/m², nas seguintes faixas: 60 e 120 minutos.



DBO: demanda bioquímica de oxigênio; UV: ultravioleta.

Fonte: Machado (2014, p. 82).

Tabela 4 – Cálculo do custo para tratamento de um litro de efluente.

Insumo	Quantidade/ litro efluente tratado	Custo (R\$)
H ₂ O ₂	11,5 mL	0,2415
H ₂ SO ₄	5 mL	0,22
Na(OH)	5 mg	0,19
FeSO ₄ ·7H ₂ O	4,5 g	0,1125
Lodo Gerado	42,52 g/L	0,0233
Total	-	0,787386 = 0,79

Fonte: Machado (2014, p. 75).

O custo para incineração de 1 kg de resíduo químico é R\$ 2,80, já o custo operacional primário para o reagente de Fenton é de R\$ 0,79 centavos por litro, contabilizando a disposição final do lodo gerado. Dessa forma, alterando-se a forma de destinação, para cada litro de efluente tratado, tem-se uma economia de 71,8%.

Logo, a utilização de vias específicas para tratamento de RSS pode minimizar impactos ambientais e custos econômicos quando os efluentes são tratados com base no conhecimento das suas características específicas, como o caso estudado. No tratamento de RSS, esse tipo de resíduo pode ser simplificado e realizado na estrutura do gerador.

CONCLUSÕES

Os resultados indicam que os POA são efetivos em termos de remoção de matéria orgânica no tratamento do efluente de serviço de saúde, especificamente resíduo de análises bioquímica e imunoquímica de sangue e soro humano. Com isso, a utilização de Fenton pode substituir a destinação final atualmente usada, que é a incineração. Os POA estudados foram: oxidação com peróxido de hidrogênio (H_2O_2), oxidação H_2O_2 /UV artificial, fotólise (UV), reagente de Fenton e foto-Fenton.

Entre os POA analisados, o reagente de Fenton apresentou as maiores remoções de DQO e turbidez. As melhores condições de remoção foram: concentração molar de oxidante 3:1 (H_2O_2 :DQO) com adição única; razão mássica de catalisador 5:1 (H_2O_2 : Fe^{2+}) e faixa de pH 2,0. Essas condições ótimas propiciaram eficiências de remoção de DQO de 73,4 %, de DBO de 46%, de turbidez de 90,1%, com consumo total do oxidante (H_2O_2) e geração de 2.126 mg/L de SST referente ao lodo gerado.

Tomando como referência o reagente de Fenton, nas condições ótimas, a remoção de DBO obtida é de 46%, e a concentração final de DBO no efluente tratado é de 99,7 mg/L. De acordo com a legislação ambiental (BRASIL, 2011), para disposição final de efluente de serviço de saúde, a DBO máxima no efluente final deve ser de 120 mg/L ou a eficiência de remoção mínima de DBO deve ser de 60%. O valor obtido nos experimentos (99,7 mg/L) está no limite estabelecido pela legislação federal.

A legislação estadual no Rio de Janeiro também estabelece remoção mínima de DBO em 30%, pelo efluente

ser gerado em pequenos laboratórios e a carga orgânica ser considerada abaixo de 5 kg DBO/dia. O processo utilizado adequa-se tecnicamente a ambas as legislações, federal e estadual.

Verificou-se na análise econômica que, com a utilização do reagente de Fenton, o custo de tratamento para cada litro de efluente é de R\$ 0,79. A alteração da rota de tratamento propicia uma economia de 71,8%. Essa economia pode ser otimizada, pois os reagentes cotados possuem alta qualidade e preço elevado. Além disso, custos com transporte serão reduzidos, pois o tratamento é realizado *in loco*. Para implementação desse projeto, pode-se utilizar a renda obtida na substituição dos processos para pagar os investimentos iniciais e os custos fixos, por meio de estudo que considere o tempo de retorno do investimento.

Este estudo apresenta benefícios de natureza econômico-financeira e de eficiência de tratamento, contribuindo para a criação de opções para o setor de pesquisa e assistência à saúde humana, para a redução dos custos e a competitividade do setor no gerenciamento de RSS.

Por fim, é importante que o tratamento de efluentes de serviço de saúde seja difundido nos diversos geradores, de pequeno a grande porte, para que, com base em avaliação econômica e ambiental, com resolução simples e prática, seja possível a otimização desses processos, obtendo-se menores impactos ambientais globais e também redução de custos.

REFERÊNCIAS

ALBERGUINI, L.B.A.; SILVA, L.C.; REZENDE, M.O.O. *Tratamento de Resíduos Químicos: Guia Prático para a Solução dos Resíduos Químicos em instituições de Ensino Superior*. São Carlos: RiMa, 2005. 104 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION (WPCF). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association (APHA), 2005.

ARAÚJO, K.S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A.C.; MALPASS, G.R.P. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Ambiente e Água*, v. 11, n. 2, p. 387-401, abr-jun. 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1862>

ARRUDA, P.; LIMA, A.; CRUVINEL, K.; SCALIZE, P. Gerenciamento dos resíduos em unidades de saúde em municípios do estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 58-71, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170076>

BAENA-NOGUERAS, R.M.; GONZÁLEZ-MAZO, E.; LARA-MARTÍN, P.A. Degradation kinetics of pharmaceuticals and personal care products in surface waters: photolysis vs biodegradation. *Science of the Total Environment*, v. 590-591, p. 643-654, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.015>

BESSA, E.; SANT'ANNA JR., G.L.; DEZOTTI, M. Photocatalytic/H₂O₂ treatment of oil field produced waters. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 29, n. 2, p. 125-134, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0926-3373\(00\)00199-5](https://doi.org/10.1016/S0926-3373(00)00199-5)

BORBA, F.; MÓDENES, A.; ESPINOZA-QUIÑONES, F.; MANENTI, D.; NOGUEIRA, D.; BERGAMASCO, R. Avaliação da remoção dos poluentes do efluente de curtume tratado pelos processos Eletro-Fenton e foto-Fenton. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 31, p. 44-53. 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/258>. Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução Conama nº 358, de 4 de maio de 2005*. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Brasil, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). *Resolução RDC nº 222, de 28 de março de 2018*. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Brasil, 2018. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/33852/271855/RDC+222+de+Março+de+2018+COMENTADA/edd85795-17a2-4e1e-99ac-df6bad1e00ce>>. Acesso em: 14 set. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357. Brasil, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 18 jul. 2019.

CARLSON, J.C.; STEFAN, M.I. PARNIS, J.M.; METCALFE, C.D. Direct UV photolysis of selected pharmaceuticals, personal care products and endocrine disruptors in aqueous solution. *Water Research*, v. 84, p. 350-361, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.013>

COSTA, G.; CANGERANA, F. Estudo do processo oxidativo avançado como uma alternativa tecnológica e eficaz no tratamento de efluentes. *Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura*, v. 19, p. 63-84, 2016.

DALLES, R.; LATANZE, R.; PASCHOALATO, C.; PISANI JÚNIOR, R. Classificação dos resíduos de serviço de saúde tratados em uma planta de autoclavagem com base na presença de substâncias não-voláteis no lixiviado. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 34, p. 9-21. 2014. Disponível em: <http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/213>. Acesso em: 16 ago. 2019.

DEWIL, R.; MANTZAVINOS, D.; POULIOS, I.; RODRIGO, M.A. New perspectives for advanced oxidation processes. *Journal of Environmental Management*, v. 195, parte 2, p. 93-99, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.010>

FIOREZE, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 79-91, 2014. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117010662>

KRZEMINSKA, D.; NECZAJ, E.; BOROWSKI, G. Advanced Oxidation Processes for Food Industrial Wastewater Decontamination. *Journal of Ecological Engineering*, v. 16, n. 2, p. 61-71, 2015. <https://doi.org/10.12911/22998993/1858>

LABTEST. *Equipamentos*. Labmax240premium. Disponível em: <<http://www.labtest.com.br>>. Acesso em: 30 ago. 2013.

MACHADO, G.C.X.M.P. *Gestão de resíduos perigosos na FIOCRUZ: diagnóstico e aperfeiçoamento*. 121f. Monografia (Especialização em Engenharia Sanitária) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

MACHADO, G.C.X.M.P. *Tratamento de efluente de serviço de saúde por processos oxidativos avançados*. 122f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

MIRZAEI, A.; CHEN, Z.; HAGHIGHAT, F.; YERUSHALMI, L. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogeneous Fenton-type processes—A review. *Chemosphere*, v. 174, p. 665-688, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.019>

PAPAGEORGIOU, M.; KOSMA, C.; LAMBROPOULOU, D. Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. *Science of the Total Environment*, v. 543, parte A, p. 547-569, fev. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.047>

PÉREZ, J.F.; LLANOS, J.; SÁEZ, C.; LÓPEZ, C.; CAÑIZARES, P.; RODRIGO, M.A. Treatment of real effluents from the pharmaceutical industry: a comparison between Fenton oxidation and conductive-diamond electro-oxidation. *Journal of Environmental Management*, v. 195, parte 2, p. 216-223, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.009>

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, v. 72, p. 3-27, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>

QUITAISKI, P.P. *Processos oxidativos avançados empregados na degradação de antibióticos em água residuária sintética*. 102f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2018.

RIBEIRO, A.R.; NUNES, O.C.; PEREIRA, M.F.R.; SILVA, A.M.T. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. *Environment International*, v. 75, p. 33-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.027>

SÁ, R.D. *Avaliação do tratamento, por processo foto fenton, de um efluente de equipamento laboratorial automatizado*. 89f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Tecnologia em Processos Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

SIGMA ALDRICH. *Produtos*. 2019. Disponível em: <<http://www.sigmaaldrich.com/brazil.html>>. Acesso em: 30 ago. 2013.

SILVA, C.P.; MARMITT, S.; HAETINGER, C.; STÜLP, S. Avaliação da degradação do corante vermelho bordeaux através de processo fotoquímico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 73-77, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000100010>

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 514, p. 467-491, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.020>

WANG, Y.; RODDICK, F.A.; FAN, L. Direct and indirect photolysis of seven micropollutants in secondary effluent from a wastewater lagoon. *Chemosphere*, v. 185, p. 297-308, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.122>



IMPACTOS DOS TELEACOPLAMENTOS URBANOS DAS FRUTAS ORGÂNICAS CERTIFICADAS

URBAN TELECOUPLING IMPACTS OF CERTIFIED ORGANIC FRUITS

Elaine Nunes Jordan 

Doutoranda na Universidade
Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR) – Curitiba (PR), Brasil.

Tatiana Maria Cecy Gadda 

PhD, Professora na UTFPR –
Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Tatiana Maria Cecy Gadda –
UTFPR – Universidade Tecnológica
Federal do Paraná (Sede
Ecoville) – Rua Deputado Heitor
Alencar Furtado, 5000 – CEP
81280-340 – Curitiba (PR), Brasil
– Departamento Acadêmico
de Engenharia Civil – E-mail:
tatianagadda@utfpr.edu.br

Recebido em: 10/11/2019

Aceito em: 15/03/2020

RESUMO

Indiretamente, os produtos orgânicos oferecem atributos relacionados à proteção do meio ambiente, além de apresentarem diferencial associado ao aspecto nutricional e sensorial. Isso porque esses produtos, contrastando com a agricultura convencional, não contêm agrotóxicos, adubos químicos, insumos geneticamente modificados ou aditivos sintéticos. Contudo os impactos associados à distância entre produção e consumo desses alimentos não são notados. Essa relação entre escalas espaciais e sistemas natural e humano caracteriza uma situação de teleacoplamento, cujo entendimento relevante para as políticas públicas sobre proteção do meio ambiente e segurança alimentar. A literatura sobre teleacoplamento costuma analisar o fluxo de *commodities* entre países. Este estudo inova ao analisar o teleacoplamento urbano por meio de dados não só qualitativos, mas também quantitativos, identificando desafios ambientais do deslocamento das frutas orgânicas certificadas ao mercado consumidor da grande Curitiba. Os resultados sugerem desafios ambientais relevantes e ainda não superados desde a produção até o consumo de orgânicos certificados. Esses desafios estão principalmente relacionados com deslocamento, tipo de transporte e armazenamento e embalagem. Compreender o teleacoplamento urbano é importante para governar a sustentabilidade global e local.

Palavras-chave: produtos orgânicos; consumo consciente; desafios ambientais; sistemas acoplados distantes; sustentabilidade.

ABSTRACT

Indirectly, organic products offer attributes related to the protection of the environment, in addition to presenting a differential associated with nutritional and sensory aspects. These products, in contrast to conventional agriculture, do not contain agrochemicals, chemical fertilizers, genetically modified inputs or synthetic additives. However, the impacts associated with the distance between production and consumption of these foods are not noticed. This relationship between spatial scales and social systems characterizes a situation of telecoupling, where understanding its consequences for the protection of the environment and food security is relevant for public policies. The literature on telecoupling usually analyzes the flow of commodities between countries. This study is innovative in analyzing urban telecoupling, using data that is not only qualitative but also quantitative, identifying environmental challenges in the displacement of certified organic fruits to the consumer market in greater Curitiba. The results suggest relevant environmental challenges that have not yet been overcome in the production and consumption system of certified organics. These challenges are mainly related to displacement, type of transport, storage and packaging. Understanding urban telecoupling is important to govern global and local sustainability.

Keywords: organic products; consumption awareness; environmental challenges; distant coupled systems; sustainability.

INTRODUÇÃO

O crescimento econômico e a globalização vêm alterando a relação homem-meio em virtude de mudanças nos padrões de consumo e no estilo de vida urbano, impactando o ambiente e por consequência o bem-estar humano. O consumo alimentar urbano está associado à qualidade ambiental, reverberando mudanças ambientais globais como uso do solo, fluxo de nitrogênio, perda de biodiversidade, entre outras. Configurando cenário de extrapolação da tendência atual de produção e consumo, a demanda mundial por alimentos até 2030 está prevista para aumentar 50% e poderá chegar a 70% até 2050. Esses índices são caracterizados por aumento da renda *per capita* e crescimento populacional, que são formados pela concentração urbana. Entretanto os ecossistemas dos quais a produção de alimentos depende e que garantiria o suprimento crescente da demanda, estão sob crescente extenuação. Por exemplo, espera-se impacto negativo na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos em nível nacional (FAO, 2017).

Enquanto no Brasil a extensão do território agrícola tem crescido, a população já não é na sua maioria rural há muitas décadas. Atualmente 80% da população brasileira é urbana. Essa relação tem implicação significativa no poder de decisão em relação a perdas e ganhos entre os territórios urbano e não urbano, o qual é essencialmente exercido por aqueles habitantes urbanos cuja relação com a natureza é menos direta. Um desses mecanismos de decisão da população urbana sobre o território não urbano é o padrão de consumo vinculado ao estilo de vida urbano (IPBES, 2018).

Dessa forma, a sustentabilidade urbana está atrelada ao consumo de produtos que gerem menor impacto ambiental. A Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, 2018) indica que trajetórias sustentáveis futuras, que considerem mudanças nas opções da sociedade, levarão à menor pressão sobre os ecossistemas. Por exemplo, mudanças nas preferências de dieta urbana impactam indiretamente a produção e a expansão agrícola. Esse dado denota forte conexão não apenas entre urbanização e crescimento econômico, mas entre afluência e consumo urbano de diferentes produtos agrícolas, cuja produção tem impactos ambientais diversos (IPBES, 2018).

É sabido que avançar nas boas práticas de produção agropecuária — como o aumento da cobertura do solo, o controle de erosão superficial e a diminuição do uso de agroquímicos (MERTEN; MINELLA, 2013) — é uma das estratégias eficazes e centrais para a composição de paisagens multifuncionais, a sustentabilidade da produção de alimentos e a conservação ambiental (STRASSBURG *et al.*, 2017). Por exemplo, a estimativa é de que o aumento do uso de fertilizantes em áreas cultivadas terá impacto expressivo na poluição de corpos hídricos, comprometendo significativamente esses ecossistemas (ANA, 2012).

Um importante vetor de mudanças das práticas agrícolas, contudo, é a demanda por produtos com menor impacto ambiental pelos habitantes urbanos, como é o caso dos produtos orgânicos (LUNARDON, 2008). Segundo pesquisa divulgada no Research Institute of Organic Agriculture (2017), em 2015 a produção mundial de alimentos orgânicos alcançou aproximadamente 50,9 milhões de hectares e atingiu o valor de 81,6 bilhões de dólares, representando possibilidades de renda para os pequenos, médios e grandes agricultores orgânicos.

De maneira similar ao contexto mundial, a demanda do mercado brasileiro por alimentos orgânicos (demanda que é essencialmente urbana) apresentou crescimento de 30% só em 2016, o qual foi motivado pela alimentação saudável e sustentável (ORGANIS & MARKET ANALYSIS, 2017).

Autores nacionais e internacionais como FAO (1989), Primavesi (1997), Eswaran *et al.* (2001), Caporal e Costabeber (2003), Assis (2005), MacDonald *et al.* (2011), Foley *et al.* (2011), Lima, Pires e Vargas (2014), Ehlers (2017), Prado, Formiga e Marques (2017), entre outros, fizeram extensa abordagem da relação da produção orgânica certificada com a sustentabilidade ambiental em geral. Gordon *et al.* (2005), Diaz e Rosenberg (2008), Moretto *et al.* (2012), Thomas, Quillérou e Stewart (2013) e Rosset *et al.* (2014) analisaram essa relação especificamente com a qualidade da água. Ainda, Oldeman (1994), Gliesssman (2008) e Lal (2009) abordaram essa relação quanto à qualidade do solo e Souza e Santos (2017) quanto à sedimentação.

Sendo assim, a produção orgânica certificada assegura o consumo de um produto altamente comprometido com a qualidade ambiental nas áreas de produção. Contudo, o escopo da certificação orgânica não inclui questões importantes para a sustentabilidade ambiental que estão além do território da produção, como os impactos associados à distância entre o local de produção e o local de consumo final desses produtos.

Este artigo discute a relação dos produtos orgânicos certificados, que garantem menor impacto ambiental no local de produção, com a sustentabilidade urbana por meio das escolhas de consumo de alimento. Aprofunda-se a discussão sobre se na agenda das políticas urbanas de sustentabilidade a questão do consumo urbano deve

Contexto urbano

Conforme Ojima e Martine (2012), a população urbana continua crescendo. A mata atlântica é atualmente o bioma mais urbanizado no país, abrigando 60% da população brasileira (IBGE, 2013). Nesse bioma, encontram-se oito das dez maiores regiões metropolitanas e 38 das 50 maiores cidades brasileiras (IBGE, 2016).

A população do Brasil já era majoritariamente urbana na década de 1970, representando mais de 80% dos habitantes do país nos anos 2000 (IBGE, 2017). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), 17 são as cidades brasileiras com população superior a um milhão de habitantes, as quais abrigam 22% de toda a população do país.

O impacto indireto também cresce por meio da demanda por recursos naturais das atividades urbanas,

Teleacoplamento

Como mostra Liu, McConnell e Baerwald (2011) na Figura 1, o teleacoplamento engloba interações socioeconômicas e ambientais entre sistemas naturais e humanos acoplados distantes. A contribuição dessa visão está no potencial de melhor compreender a sustentabilidade urbana considerando os diferentes tipos de interações nos sistemas humanos e naturais acoplados, os quais sofreram drásticas transformações nas últimas décadas (LIU; YANG; LI, 2016).

O teleacoplamento é composto de cinco componentes inter-relacionados: sistemas, fluxos, agentes, causas e efeitos (LIU; YANG; LI, 2016).

estar mais bem pautada, incluindo a preocupação pelos impactos ambientais associados à distância entre o local de produção e o de consumo final. Identificam-se limitações na literatura sobre análises aprofundadas sobre a sustentabilidade urbana vinculada ao consumo de produtos vindos de territórios remotos e a implicação ambiental dessa dinâmica. Por meio da análise do fenômeno de teleacoplamento urbano, este artigo põe luz sobre possíveis impactos gerados pelo consumo de alimento orgânico certificado de áreas próximas e distantes. Para isso, usa-se o estudo de caso do mercado consumidor de frutas orgânicas certificadas de Curitiba. Justifica-se a escolha pelo universo de produto orgânico certificado por ser possível associá-lo a maior consciência ambiental do público consumidor.

não apenas decorrente de áreas periurbanas, assim como, gradativamente, de locais distantes (SETO *et al.*, 2012; SEITZINGER *et al.*, 2012).

O Brasil ainda não conta com políticas públicas significativas que relacionem o uso da terra com o desenvolvimento urbano e a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, estudos sugerem ser relevante maior compreensão:

- dos impactos dos processos urbanos em território nacional;
- dos processos de teleacoplamentos urbanos (interações socioeconômicas e ambientais entre os sistemas acoplados — natural e humano — por meio de grandes distâncias (SETO *et al.* 2012; SEITZINGER *et al.*, 2012).

Os sistemas referem-se à interação entre o sistema humano e o natural acoplados. Nas interações complexas, é fundamental caracterizar não só a composição do sistema teleacoplado, mas também as configurações temporais e espaciais para compreender melhor os demais componentes (fluxos, agentes, causas e efeitos). Os países exportadores, por exemplo, representam sistemas de envio, isso é, dos quais saem fluxos de energia, informação e material. Já os sistemas receptores são aqueles que obtêm os fluxos dos sistemas de envio, por exemplo, países importadores (LIU *et al.*, 2007).

Os fluxos podem ser unidirecionais ou bidirecionais, seguindo caminhos diretos entre os sistemas de envio e de recepção ou caminhos indiretos entre os dois sistemas que passam por sistemas de transbordamento. Segundo Liu *et al.* (2007), os fluxos estão relacionados a movimentos de matéria e energia. Conforme Alves, Boddey e Urquiaga (2003) e Alves *et al.* (2006), no caso do comércio de soja entre o Brasil e a China, os principais fluxos de matérias incluem o transporte de soja e seus derivados do Brasil para a China. Exemplos de fluxos de informações são transações financeiras e acordos comerciais entre o Brasil, a China e outros países.

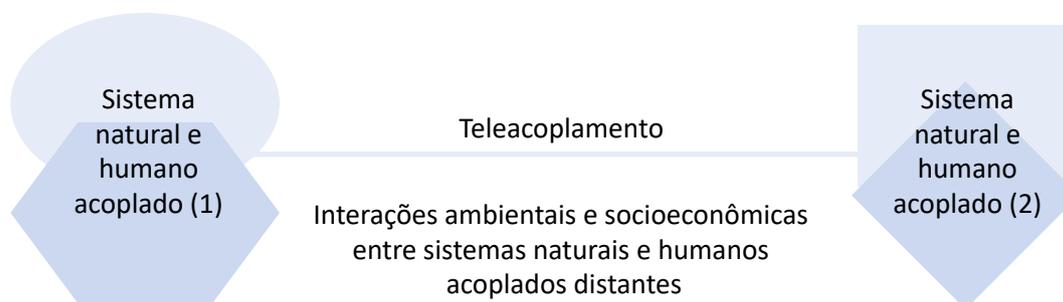
Os agentes formam relacionamentos uns com os outros para produzir fluxos que moldam as conexões, as quais incluem entidades autônomas de tomada de decisão que facilitam ou impedem, amplificam ou enfraquecem ou, mantêm ou dissolvem os acoplamentos. Por exemplo, os agentes podem ser de tipos diferentes, tais como corporações, indivíduos, famílias e organizações, criando efeitos ambientais e socioeconômicos distintos (JACKSON; WATTS, 2002). Considerando o comércio de soja entre o Brasil e a China, os principais agentes incluem agronegócios, produtores de soja, investidores privados e públicos e os apoiadores desse comércio no Brasil. Já na China, os agentes incluem consumidores de produtos de soja, agências governamentais envolvidas na aplicação e criação de acordos comerciais e os investidores financeiros (ALVES; BODDEY; URQUIAGA, 2003; ALVES *et al.*, 2006).

As causas produzem um teleacoplamento entre sistemas humanos e naturais acoplados, o que gera efeitos socioeconômicos e ambientais que se manifestam nesses sistemas. O teleacoplamento é possibilitado por agentes que facilitam ou dificultam os fluxos de material/energia e/ou informação entre os sistemas.

Agentes e causas podem afetar uns aos outros. A maioria das ligações estabelecidas entre todo o acoplamento pode ter mais de uma causa e sua origem pode estar em sistemas de envio, recepção ou repercussões. Novas dinâmicas no sistema de teleacoplamento podem produzir mudanças culturais, ecológicas, econômicas, políticas e tecnológicas, estando todas interligadas (LALAND *et al.*, 2011).

Segundo Alves, Boddey e Urquiaga (2003) e Alves *et al.* (2006), as causas no teleacoplamento comercial da soja entre o Brasil e a China são múltiplas. A demanda por produtos de soja, como o óleo vegetal e a ração animal, na China, e o fornecimento de água, capital e terra para produção de soja no Brasil geram uma das principais causas econômicas. Já o interesse do governo chinês em buscar investimentos estrangeiros e o do governo brasileiro em desenvolver o mercado de exportações originam uma causa política. O povo chinês tem preferência por produtos de soja e produtos animais resultantes da soja, como alimento para os animais, o que provoca uma causa cultural. No Brasil, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) investiu no desenvolvimento de tecnologia de agricultura tropical e nas variedades de soja adaptadas para os solos ácidos do cerrado, em latitudes que ajudam a fixar biologicamente o nitrogênio na atmosfera (PEREIRA; MARTINS, 2010). O teleacoplamento foi facilitado com o desenvolvimento de cadeias de suprimentos e da eficiência no armazenamento e no transporte de longa distância de produtos agrícolas, como a soja, o que acarreta uma causa tecnológica. As boas condições climáticas para o cultivo de soja no Brasil geram uma causa ecológica.

Os efeitos podem facilitar ou dificultar a sustentabilidade ambiental e/ou socioeconômica no que tange as



Fonte: adaptada de Liu, McConnell e Baerwald (2011).

Figura 1 – Definição de Teleacoplamento

consequências e os impactos do teleacoplamento e podem ocorrer em diferentes escalas espaciais, organizacionais e temporais. Eles podem ocorrer de diversas formas nos sistemas de envio, recepção e/ou transbordamentos. Algumas pesquisas mostraram, por exemplo, que o transporte de alimentos pode ter enormes impactos no meio ambiente, de acordo com as rotas, o consumo de energia, as emissões de poluentes e as emissões de carbono (LIU *et al.*, 2013).

Conforme Macedo *et al.* (2012), a intensidade do uso de terra agrícola no Brasil pode aumentar em decorrência do comércio de soja entre o Brasil e a China. O aumento no sistema de plantio direto acarretará aumento do uso de pesticidas, herbicidas e fertilizantes, como o fósforo, ocasionando perda de serviços ecossistêmicos e biodiversidade (MARTINELLI *et al.*, 2010). Na China, o reflorestamento, o sequestro de carbono e as emissões de carbono em todas as rotas de transporte causaram sistemas de transbordamento, enquanto no Brasil o comércio de soja com a China causou violência rural e deslocamento de pessoas locais. Os agricultores chineses trocaram a produção de soja por outras culturas,

como milho, ou converteram suas terras em florestas, em função dos baixos preços da soja importada do Brasil (GRAIN, 2012). Segundo Lima, Skutsch e Costa (2011), alguns setores da sociedade brasileira tiveram geração de renda com o comércio da soja com a China.

Segundo Baird (2011), novas políticas devem ser implementadas e desenvolvidas para fortalecer as economias locais e promover desenvolvimento transnacional, visando reduzir a degradação ambiental e as desigualdades sociais. Para tanto, estudos que evidenciem os impactos socioambientais dos teleacoplamentos são necessários, porém não existem no Brasil pesquisas sobre esta temática. A literatura tem se ocupado principalmente em relacionar os impactos dos teleacoplamentos de *commodities* ao meio socioambiental. Contudo, o consumo de produtos associados à sustentabilidade, como os produtos orgânicos, ainda carece de avaliação sob a perspectiva dos teleacoplamentos urbanos. Este artigo busca preencher essa lacuna de conhecimento trazendo à luz alguns desafios associados ao teleacoplamento urbano de produtos orgânicos no Brasil.

Produção e consumo de produtos orgânicos certificados

O pacote econômico desenvolvido nas décadas de 1960 e 1970, quando surgiu a revolução verde, visando a necessidade de combater a miséria no mundo privilegiou práticas tecnológicas que desprezavam a agricultura orgânica (EHLERS, 1996).

No Brasil, a agricultura orgânica surgiu na década de 1960, mediante o reconhecimento de que as práticas da agricultura tradicional com o uso de compostos químicos poderiam gerar consequências na saúde da população e no meio ambiente (IFOAM, 2001).

Em 1992, quando houve o avanço do sistema orgânico no Brasil, não se abordava a justiça social de cada sistema produtivo. Hoje, a agricultura orgânica busca envolver as plantas, os solos e as condições climáticas na produção de alimentos saudáveis, com características e sabor originais e que atendam o consumidor de forma socialmente justa, economicamente viável e ambientalmente correta (PENTEADO, 2000).

Em 1972, em Versalhes, França, foi fundada a International Federation on Organic Agriculture (IFOAM), primeira organização mundial criada para

apoiar a agricultura orgânica, unindo mais de 750 organizações-membro de 116 países. A IFOAM oferece a possibilidade de troca de informações entre entidades associadas, a difusão de novas técnicas, além de certificação e harmonização internacional, levando maior garantia para o mercado de produtos orgânicos. A primeira empresa certificadora de produtos orgânicos credenciada na IFOAM foi a Farm Verified Organic (FVO), dos Estados Unidos, nos anos 1980. A FVO segue suas atividades em 11 países de quatro continentes: África, América, Ásia e Europa (IFOAM, 2001).

No Brasil, o Instituto Biodinâmico (IBD), de Botucatu, em São Paulo, foi criado em 1982 com o objetivo de implementar o ensino e a pesquisa e certificar os produtos orgânicos. O IBD é o maior certificador da América Latina e o único certificador brasileiro de produtos orgânicos com credenciamento na IFOAM (IBD, 2005).

Segundo o IBD (2019), em menos de uma década, o número de produtores e unidades de produção de orgânicos registrados no Brasil triplicou (Figura 2). No ano de 2010 existiam 5.406 unidades de produção e 22.064

em 2018, variação de 300%. Já o número de produtores teve crescimento de 200%, o qual foi impulsionado pelo interesse do mercado consumidor em alimentos saudáveis e sem contaminantes, passando de 5.934 produtores registrados no ano de 2012 para 17.730 em 2019.

Conforme define o Ministério da Agricultura (BRASIL, 2018), o produtor orgânico deve fazer parte do Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos (CNAPO). Para isso, o produtor pode optar pela certificação por meio de um dos três mecanismos disponíveis:

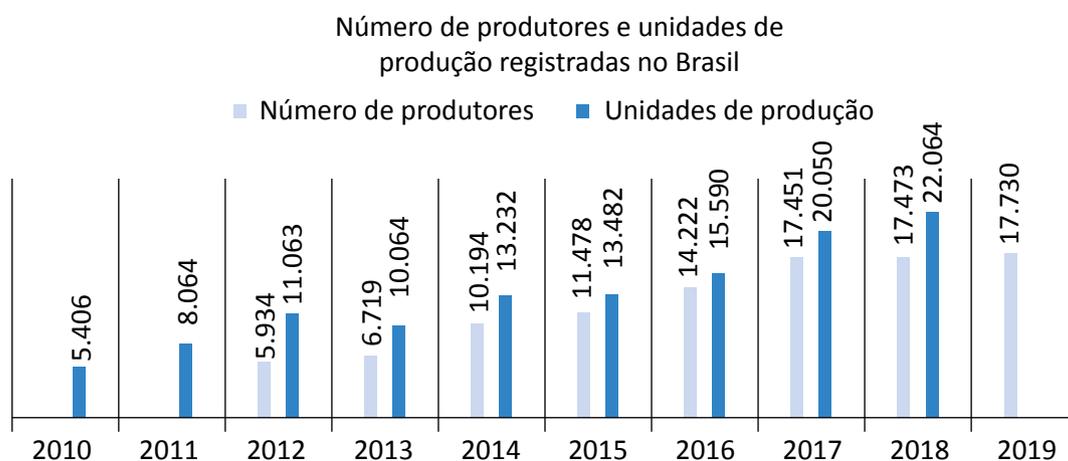
- certificação por auditoria, na qual é concedido o selo SisORG por uma certificadora privada ou pública credenciada no Ministério da Agricultura;
- controle social na venda direta, em que se possibilita a certificação dos produtos orgânicos para agricultores familiares, que passam a fazer parte do (CNAPO);
- sistema participativo de garantia, que se caracteriza pela responsabilidade coletiva dos membros do sistema, que podem ser produtores, consumidores, técnicos e demais interessados.

Neste artigo tratamos os produtos orgânicos independentemente do tipo de certificação.

O avanço dos produtos orgânicos aconteceu principalmente a partir de 28 de maio de 2009, com a Instrução Normativa nº 19 — Mecanismo de Controle e Informação da Qualidade Orgânica —, definida pelo governo federal, o que contribuiu para as negociações com o mercado externo. Não há dados para analisar como os compradores nacionais e estrangeiros avaliam a Instrução Normativa. Segundo os agentes do setor, isso mostra as dificuldades de aumentar a produção dos orgânicos, bem como o efeito de coordenação e comercialização (IBGE, 2006).

O Brasil lançou em 20 de agosto de 2012, no decreto 7794, a Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PNAPO), visando atender à necessidade de se produzir alimentos saudáveis conservando os recursos naturais e promovendo o desenvolvimento rural sustentável. A Portaria Interministerial nº 1, de 3 de maio de 2016, instituiu o Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica (PLANAPO) para o período de 2016 a 2019. O PLANAPO, conhecido como Brasil Ecológico, é destinado a implementar programas e ações indutoras da transição agroecológica, que contribuam para o desenvolvimento sustentável e possibilitem a melhoria da qualidade de vida da população. O plano tem 194 iniciativas, com 30 metas e seis eixos estratégicos:

- conhecimento;
- terra e território;



Fonte: adaptada de Brasil (2018).

Figura 2 – Número de produtores e unidades de produção registradas no Brasil.

- sociobiodiversidade;
- uso e conservação de recursos naturais;
- produção;
- comercialização e consumo.

Agricultura orgânica no Brasil e no mundo

A produção de alimentos orgânicos ainda é pouco explorada, apesar do crescimento dos últimos anos. Estima-se que a venda de orgânicos represente parcela de no máximo 4% do total de alimentos vendidos. Essa produção representa hoje, no mundo, 7,5% do total das terras agrícolas, totalizando 69,8 milhões de hectares entre os anos de 2016 e 2017, conforme Tabela 1. De acordo com a IFOAM (2017), o Brasil está com 1.136.857,00 ha de área plantada com de orgânicos, isto corresponde a 0,4% da área global e 0,75% da área local, apresentou crescimento de 30% entre 2011 e 2015, e conta com 15030 produtores.

Quanto aos produtores, eles são divididos em dois grupos. O primeiro e maior grupo é representado por pequenos agricultores (85%) ligados a associações, agricultura familiar, cooperativas e grupos de movimentos sociais. Os agricultores desse primeiro grupo produzem 70% de todos os alimentos orgânicos certificados em

Os intuitos do plano é a articulação e o diálogo com estados e municípios para estabelecer o planejamento, a integração, o fortalecimento, a implementação e a ampliação das políticas setoriais locais de incentivo a sistemas de produção orgânica e de base agroecológica (BRASIL, 2016).

áreas de até 20 ha. O segundo grupo (15%) é formado por médios (áreas acima de 20 ha até 100 ha) e grandes (áreas acima de 100 ha) produtores rurais, privados e independentes. Segundo o censo agrícola (IBGE, 2017), os estabelecimentos entre cinco a dez hectares correspondem a lavouras orgânicas permanentes, e nos estabelecimentos de um a dois hectares prevalecem a horticultura e floricultura orgânicas.

O plantio de frutas orgânicas, segundo o IBD (2005), está distribuído pelo Brasil em 16 estados da Federação. A certificação pelo IBD engloba todos os estados das regiões Sudeste, Sul e Nordeste, exceto o estado de Alagoas. Na Região Nordeste sobressai o estado da Bahia, com 18 fruteiras certificadas. Na Região Sudeste, destacam-se São Paulo e Minas Gerais, respectivamente com 19 e 16 fruteiras certificadas. Na Região Sul, os estados do Paraná e de Santa Catarina apresentam maior expressão para a diversificação da fruticultura orgânica.

Tabela 1 – Área atual plantada com orgânicos.

Área atual plantada com orgânicos					
Região	Área orgânico (ha)	(%) Global	(%) Local	(%) Crescimento 2016 - 2017	Número de produtores
Africa	2.056.571,00	3	0,2	14,1	815.070
Asia	6.116.834,00	9	0,4	24,9	1.144.263
Europa	14.558.246,00	21	2,9	7,6	397.509
America Latina	8.000.888,00	11	1,1	7,0	455.749
America do Norte	3.223.057,00	5	0,8	3,0	19.017
Oceania	35.894.365,00	51	8,5	31,3	26.750
Mundo	69.845.243,00	100	1,4	20,0	2.858.358

Fonte: adaptada de: FiBL;IFOAM (2020).

Os orgânicos no Paraná

A Região Sul ocupa o primeiro lugar em número de unidades produtivas orgânicas (UPOs) cadastradas no CNAPO, com 5.083 unidades, totalizando 34,63% das UPOs do Brasil (Figura 3). Conforme o censo agropecuário (IBGE, 2006), o Paraná, por meio de cooperativas agropecuárias, sociedades e sindicatos rurais, destaca-se no desenvolvimento da agricultura orgânica. O estado é inclusive reconhecido internacionalmente como grande produtor e exportador de alimentos orgânicos. Atualmente, o Paraná ocupa a primeira colocação no *ranking* nacional em quantidade de UPOs, contando com 2.068 produtores cadastrados, o que representa 14,09% do total do Brasil (BRASIL, 2018). A agricultura orgânica é mais praticada em pequenas propriedades do estado, totalizando 82% de estabelecimentos de caráter familiar, que representam 28% da área de plantação de orgânicos.

O Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR, 2007) destaca que outra característica da atividade no Paraná é a organização da sociedade civil. Por exemplo, o Conselho Estadual de Desenvolvimento Rural e Agricultura Familiar (CEDRAF) instituiu a Câmara Setorial de Agricultura Orgânica e Agroecologia, que agrega entidades governamentais e da sociedade civil organizada, propondo ações voltadas ao desenvolvimento da agroecologia e da rede de produção orgânica. A câmara setorial constitui espaço de caráter pluricultural e de debate acerca das questões mais relevantes para o setor de orgânicos no estado do Paraná. Mesmo com a diversificação da economia, os negócios da agricultura orgânica têm sido fundamentais para o estado.

As características que definem as condições edafoclimáticas do Paraná permitem o cultivo de mais de 30 espécies de frutas comerciais, fator importante

para a diversificação dos sistemas produtivos. Banana, laranja, melancia, tangerina e uva totalizam 88% do sistema produtivo do estado e o cultivo de frutas pode compreender 93,1% considerando-se o abacate, o caqui, a maçã, o maracujá e o pêssego. A atividade envolve 30.000 fruticultores, em área cultivada de 70,7 mil hectares, com produção de 1,7 milhões de toneladas, e movimenta 1,2 bilhões de reais por ano (SEAB, 2011).

As cinco grandes regiões do Paraná definidas pelo IBGE (1989) e seus principais produtos orgânicos são: metropolitana e litoral (frutas, hortaliças e plantas medicinais); oeste (café, hortaliças, leite, milho e suínos); sudoeste (aves, hortaliças, leite e soja); norte e noroeste (açúcar mascavo, café, frutas, hortaliças, mandioca, melado e soja) e centro-sul (feijão, hortaliças, mate, mel e plantas medicinais). Os principais agentes de comercialização são: associações de produtores; empresas processadoras e distribuidoras; varejistas; entidades de apoio e assessoria; assentamentos; associações de produtores e empresas; atacadistas; feiras e processadoras; organizações não governamentais (ONGs) e prefeituras (IAPAR, 2007).

A região metropolitana de Curitiba (RMC), juntamente com o litoral do Paraná, é responsável por 25% do total de frutas orgânicas comercializadas no estado. Já os municípios das regiões norte e oeste do Paraná representam 50% do comércio das frutas orgânicas. Os 25% restantes provêm de outros estados, sendo Santa Catarina, Rio Grande do Sul e São Paulo os de maior expressão. Desses 25%, Santa Catarina representa 15%, principalmente com produtos como *kiwi*, maçã e maracujá orgânicos. O Rio Grande do Sul é responsável por 5%, com o Ecocitrus. São Paulo representa os outros

	Sul	Nordeste	Sudeste	Norte	Centro-Oeste	TOTAL
■ (%)	34,63	31,23	21,04	8,79	4,31	100
■ Número de UPOs	5.083	4.584	3.088	1.290	632	14.677

Fonte: adaptada de Brasil (2017).

Figura 3 – Número de unidades produtivas de orgânicos (UPOs) cadastradas por região do Brasil.

5%, sendo laranja, manga, tangerina e morango orgânicos os produtos mais comercializados. O noroeste do estado do Paraná também está fortalecendo a produção e o comércio de frutas orgânicas (IAPAR, 2007).

A preocupação atual das pessoas com a saúde e com questões ambientais, como as mudanças climáticas, desperta o senso ecológico e promove a expansão do sistema de produção orgânico em virtude do menor impacto ambiental. Assim, o segmento de alimentos

O papel de Curitiba na promoção dos produtos orgânicos

No decorrer dos últimos 40 anos, várias foram as iniciativas que impulsionaram Curitiba a formar um mercado consumidor de produtos orgânicos e ao mesmo tempo promover direta ou indiretamente a expansão e organização da produção orgânica no estado do Paraná, por meio de processos decisórios e de formação de conhecimento ancorado em instituições com sede na capital paranaense.

Em 1981 foi realizado o 1º Encontro Nacional de Agricultura Alternativa (EBAA), composto de estudantes e professores do curso de Agronomia da Universidade Federal do Paraná (PARANÁ, 2011). Segundo Paschoal (1995), o termo *agricultura alternativa* (AA) foi adotado na Holanda em 1977. Foi uma denominação dada para um conjunto de movimentos alternativos à agricultura tradicional (JESUS, 1987).

Entre 1983 e 1984, com a intenção de aproximar produtores e consumidores de produtos originados da AA, foi fundada a Cooperativa de Consumidores e Produtores Integrais (COOPERA) (PARANÁ, 2011). Já em 1985, os princípios filosóficos da agricultura orgânica foram fortalecidos após o 1º Congresso Brasileiro de Agricultura Biodinâmica, que permitiu unir diversos setores não governamentais com governamentais e de produtores (PARANÁ, 2011).

Em 1989, Curitiba destacou-se com a criação da Feira Verde de Produtos Orgânicos, cujo propósito era a venda direta de produtos orgânicos ao consumidor final. A iniciativa contou com financiamento da Secretária da Agricultura e do Abastecimento (SEAB) e do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER), reunindo inicialmente 15 famílias de agricultores de diversos municípios da

região metropolitana para venda em oito bancas (PARANÁ, 2011).

orgânicos tende a se fortalecer. No caso do estado do Paraná, a agricultura orgânica, que surgiu como alternativa, pois 86% das propriedades rurais têm área inferior a 50 hectares, hoje é considerada por muitos como necessidade. Dessa forma, é importante incentivar atividades que permitam obter maior rentabilidade por área, mais apoio com relação à assistência técnica, mais pesquisas e também métodos alternativos de controle de pragas e doenças (IAPAR, 2007).

região metropolitana para venda em oito bancas (PARANÁ, 2011).

Em 1991, o Grupo de Estudos de Agricultura Ecológica (GEAE) criou o Instituto Verde Vida de Desenvolvimento Rural (IVV), visando desenvolver políticas públicas e prestar assessoria técnica a projetos em agricultura orgânica no Paraná. No mesmo ano, agricultores da Feira Verde e lideranças reuniram-se na prefeitura de Quatro Barras, apoiados pelo EMATER, para articular o processo e a organização da agricultura orgânica na RMC. Assim, foi criada a Associação da Agricultura Orgânica do Paraná (AOPA), com objetivo de criar linhas de crédito para comercialização dos produtos orgânicos (PARANÁ, 2011).

Em 1995, a Secretaria Municipal de Agricultura e Abastecimento de Curitiba (SMAB) reuniu 30 famílias de agricultores e deslocou a Feira Verde para dentro do Passeio Público, com 10 barracas que funcionavam aos sábados pela manhã (PARANÁ, 2011).

No período de 1997 a 1998, foi realizado em Curitiba o II Seminário Nacional da Agricultura Orgânica, em que instituições governamentais e sociedade civil criaram o Conselho Estadual de Agricultura Orgânica do Paraná (CEAO) (IAPAR, 2007).

Em 2005, a Feira Verde passou a ser denominada de Feira Orgânica e hoje funciona em 14 bairros de Curitiba, nos períodos da manhã, tarde e noite, em diferentes dias da semana (IAPAR, 2007).

Além das feiras orgânicas, o consumidor em Curitiba conta com o Mercado Municipal, considerado ponto turístico importante da cidade, que dispõe do primeiro setor de orgânicos em um mercado municipal no Brasil.

O consumidor de produtos orgânicos

Segundo Naspetti e Zanoli (2005), as percepções dos consumidores de orgânico variam de acordo com o país. O Quadro 1, baseado em Sylvander *et al.* (2005) e Darolt (2005), apresenta os principais motivos para a compra de orgânicos segundo os consumidores em países da Europa em comparação com os do Brasil.

O Quadro 1 mostra que a tendência dos consumidores de orgânicos é semelhante entre diferentes países. No Brasil, a preocupação com a saúde e a saúde da família está em primeiro lugar e vincula-se à segurança dos alimentos (ausência de agentes químicos e contaminação por agrotóxicos).

O sabor, o cheiro e o frescor relacionados às qualidades organolépticas do alimento e os cuidados com o meio ambiente aparecem em segundo lugar, os quais impulsionam as vendas. Em terceiro lugar, o que complementa e motiva a compra de orgânicos é o estilo e filosofia de vida.

O fato da razão principal para a compra de orgânicos no Brasil ser a saúde é confirmada por Darolt (2005). Com base no autor, pode-se observar no Quadro 2 que há antigos e novos consumidores de orgânicos. Enquanto os novos consumidores de produtos orgânicos costumam ter bom nível de consciência sobre a saúde, os mais

Quadro 1 – Principais motivos para a compra de orgânicos pelos consumidores em países da Europa e Brasil.

Países	Motivos para compra de orgânicos		
Alemanha	Saúde própria e das crianças	Apoio aos agricultores e às lojas de orgânicos	Melhor sabor dos alimentos
Áustria	Saúde	Responsabilidade com a alimentação das crianças	Contribuição para o desenvolvimento regional
Dinamarca e Finlândia	Estilo de vida, proteção ambiental	Saúde própria	Contribuição para um mundo melhor, consciência, bem-estar animal
França e Itália	Saúde	Melhor sabor dos alimentos	Respeito à vida
Inglaterra	Saúde	Apoio à agricultura local e comércio justo	Proteção ao meio ambiente
Suíça	Melhor sabor dos alimentos	Saúde	Preocupação com o meio ambiente, bem-estar animal, remuneração dos agricultores
Brasil	Saúde própria e da família	Segurança alimentar (menos agrotóxicos)	Filosofia de vida

Fonte: Adaptada: Sylvander *et al.* (2005), Darolt (2005).

Quadro 2 – Características dos consumidores de produtos orgânicos no Brasil

Características	Novo Consumidor	Antigo Consumidor
Ato de ir à compra de produtos orgânicos	Ocasional	Regular (Fidelidade)
Tempo de consumo	Menos de 5 anos	Mais de 5 anos
Preferência de local de compra	Supermercados	Feiras e lojas
Preferência suplementar (disposição para pagar mais)	Até 15%	Até 30%
Qualidade percebida pelo consumidor	Saúde e segurança alimentar (menos agrotóxico)	Saúde, preocupação com o meio ambiente, qualidade de vida
Limitantes para a compra	Preço, falta de informação	Procedência (origem do produto)
Valores	Comprometido	Consciente

Fonte: Adaptado: Darolt (2005).

antigos são os que mais se preocupam com a relação entre consumo e meio ambiente. Darolt (2005) também diagnostica que, apesar de o novo consumidor dizer estar preocupado e comprometido com a coletividade, seu comportamento em relação à frequência das compras de orgânicos evidencia desconexão entre discurso e prática.

Segundo IAPAR (2007), os consumidores das feiras são semelhantes aos das lojas: são em maioria mulheres, na faixa etária entre os 35 e 50 anos, com renda de cerca de 10 salários mínimos e que normalmente preferem produtos orgânicos *in natura*. O que os motiva a

comprar orgânicos é a melhoria na qualidade de vida, considerando saúde e meio ambiente, aliada ao consumo consciente.

Darolt (2005) relata experiências que acontecem na RMC, como visitas orientadas, que ajudam o consumidor de orgânicos a conhecer o produtor, o produto, o local do plantio, o beneficiamento, a comercialização e a certificação do produto, com vistas a dirimir dúvidas e mudar atitudes do consumidor e do produtor por meio de conhecimento e diálogo.

MATERIAIS E MÉTODOS

A análise do teleacoplamento das frutas orgânicas certificadas concentrou-se em entender principalmente os fluxos. O estudo de caso do mercado consumidor de frutas orgânicas por meio de entrevistas possibilitou analisar o fenômeno de teleacoplamento urbano e inferir os desafios ambientais suscitados pelo consumo de alimentos orgânicos certificados de áreas próximas e distantes de Curitiba.

Por limitação de dados, a análise considerou parcialmente as questões relacionadas a envio, recebimento, repercussões temporais e espaciais, transbordamentos e relacionamentos entre os agentes. Em função da pequena quantidade de dados obtidos nas pesquisas realizadas, o item de maior relevância foi o fluxo, mas como existe interação entre todos os componentes do teleacoplamento, os agentes foram parcialmente descritos, podendo ser evidenciados numa próxima pesquisa.

O método da pesquisa é quali-quantitativo, com estudo de caso, revisão bibliográfica, discussão teórica, aplicação de questionário e busca exploratória de dados secundários publicados. Foram realizadas entrevistas com os produtores e comerciantes (permissionários)

dos cinco boxes de hortifrúti do mercado de orgânicos do Mercado Municipal de Curitiba. São eles: Kombitem Orgânicos (Box 506), Ceccon Orgânicos (Box 507), Espaço Orgânico (Box 508), Couve & Flor Vegetais Orgânicos (Boxes 509 e 510) e Sirius Orgânicos (Box 511).

As entrevistas foram informais abertas e dirigidas e aconteceram no período de abril a julho de 2018. Um questionário foi elaborado com o objetivo de compreender o funcionamento de cada box de frutas orgânicas e conhecer a procedência das frutas comercializadas, as distâncias (em km) percorridas entre local de produção e de consumo, o tipo de transporte utilizado, a relação da sazonalidade das frutas com a procedência e as diferentes formas de embalagens e armazenamento.

Após identificar a procedência das 20 frutas orgânicas comercializadas, foram listadas as quilometragens que as frutas percorrem entre a origem e o destino em Curitiba. Não foi possível obter o nome científico das espécies comercializadas visto que os comerciantes apenas usam o nome comercial das frutas.

RESULTADOS DO TELEACOPLAMENTO URBANO DAS FRUTAS ORGÂNICAS CERTIFICADAS

Com base nas entrevistas realizadas, foi possível identificar o total de 20 frutas orgânicas comercializadas nos cinco boxes do mercado de orgânicos, bem como as distâncias percorridas no Brasil (com origem em dez estados brasileiros) ou em outros três países, como

mostrado na Figura 5. Não foi possível identificar o modo de transporte das frutas desde sua origem. A sazonalidade também não pôde ser relacionada, uma vez que as frutas são adquiridas durante todo o ano para atender à demanda do público consumidor.

Conforme as informações relacionadas nas Figuras 4 e 5, as frutas orgânicas comercializadas em quatro dos cinco boxes são: abacate, banana, laranja, limão, manga e maracujá. A laranja é transportada de três estados (PR, SC e SP), além da Itália. O limão é proveniente de dois estados (MS e PR) e da Argentina, e a manga de quatro estados (CE, PB, PR e SP). Já o *kiwi* e também o mirtilo vêm de São Paulo. Tanto a nectarina como o pêssego têm origem na Espanha. A uva é comercializada em apenas um dos boxes e vem do Rio Grande do Sul. As demais frutas são comercializadas em três dos cinco boxes.

A Figura 4 apresenta a quantidade de frutas orgânicas comercializadas em cada box, bem como o número de estados e países de origem. O Box 511 destaca-se com 15 frutas orgânicas recebidas de quatro estados brasileiros e três países, totalizando sete localidades.

Já o Box 509/510 recebe oito frutas orgânicas, que se deslocam de dez estados brasileiros até chegar ao mercado de orgânicos em Curitiba. O Box 508 comercializa nove tipos de frutas orgânicas, as quais têm como origem dois países e sete estados brasileiros. O Box 506 vende 12 diferentes tipos de frutas orgânicas, as quais têm como origem apenas três regiões do Brasil. Já o Box 507 comercializa oito tipos de frutas orgânicas, todas com origem no estado do Paraná.

A Figura 5 apresenta, em ordem crescente, as distâncias em quilômetros que as frutas orgânicas percorrem desde sua origem até o mercado de orgânicos. As frutas vindas da Itália percorrem a maior distância, 9.883 km. As frutas que percorrem as menores distâncias vêm do estado de Santa Catarina, cerca de 300 km de Curitiba, além daquelas que têm como origem o estado do Paraná.

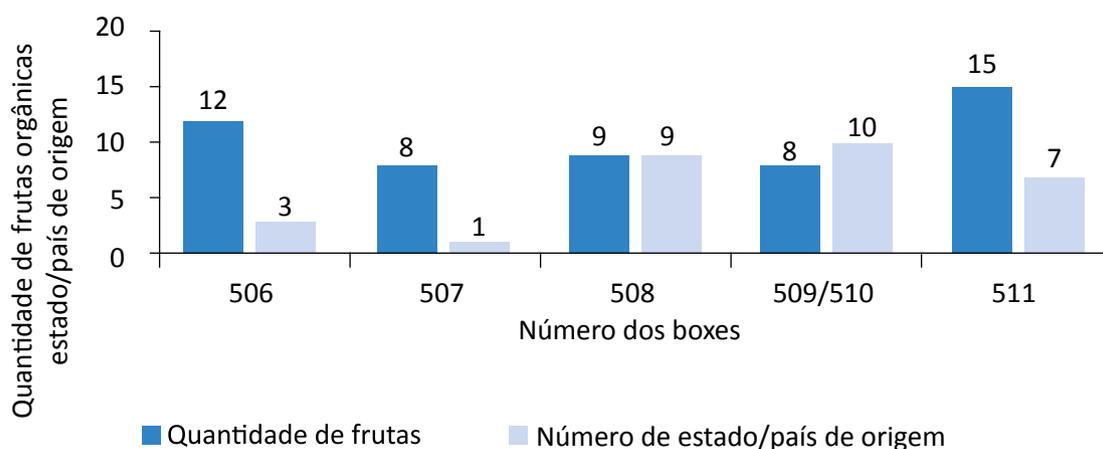


Figura 4 – Quantidade de frutas orgânicas comercializadas em cada box no mercado de orgânico e estado/país de origem.

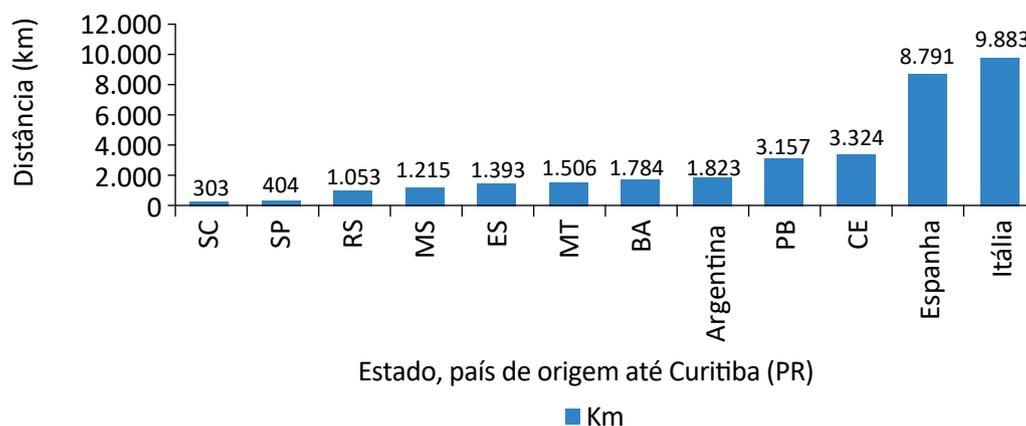


Figura 5 – Distâncias percorridas pelas frutas orgânicas, tendo como destino final a cidade de Curitiba (PR).

O Paraná destaca-se entre os estados por ser a origem de 13 dos 20 tipos de frutas orgânicas comercializadas, seguido de São Paulo, com dez tipos, e Santa Catarina, com três. Os demais estados enviam para Curitiba um ou dois tipos de frutas orgânicas.

Quanto aos outros países que abastecem o mercado de orgânicos, a Argentina envia limão, maçã e pera, que percorrem 1.823 km. As frutas nectarina e pêssego são recebidas da Espanha e percorrem 8.791 km. A laranja, vinda da Itália, percorre 9.883 km até a chegada em Curitiba.

As frutas orgânicas são compradas em caixas, quilogramas ou unidades e devem ter uma identificação mostrando que estão em conformidade com a certificação orgânica. A quantidade comprada pelos vendedores depende da procura do consumidor pelo produto. Por exemplo, visando atender a seus consumidores, um dos boxes adquire entre 30 a 35 unidades de abacaxi por semana, que são trazidos da Paraíba. São 3.157 km percorridos toda a semana para abastecer um box para a venda de pouco mais de três dezenas de abacaxis.

As distâncias percorridas pelas frutas indicam a necessidade de cuidados imprescindíveis no transporte e armazenamento. Dessa forma, os meios de transporte deveriam garantir (por meio de espaços segregados ou exclusivos) que os produtos orgânicos estivessem protegidos de contaminação por produtos não orgânicos.

As entrevistas feitas com os vendedores de orgânicos do Mercado Municipal de Curitiba mostraram que na maioria das vezes a fruta orgânica não recebe um armazenamento intermediário e é transportada do produtor diretamente para o box. Isso acontece principalmente no caso de produtos que são recebidos de produtores da RMC ou de estados vizinhos, como Santa Catarina e São Paulo. Quando o produto vem de estados mais distantes ou de outros países, o vendedor desconhece os possíveis locais de armazenamento.

Todas as frutas transportadas necessitam de embalagens, as quais são normalmente de papelão, com espessura

determinada para manter a segurança da fruta. As caixas plásticas retornáveis quando manuseadas com cuidado tem durabilidade de até 10 anos. As caixas de madeira não são mais usadas no transporte, mas são utilizadas como apoio de produtos no próprio box. Embora as sacolas plásticas sejam oferecidas ao consumidor final, muitos consumidores adotam sacolas retornáveis, visando à sustentabilidade do processo. Os proprietários dos boxes desconhecem o custo das embalagens e o impacto desse custo no preço do produto.

Foram identificados os impactos relacionados ao teleacoplamento das frutas orgânicas certificadas do mercado de orgânicos do Mercado Municipal de Curitiba, mediante análise de seus componentes: sistemas, fluxos, agentes, causas e efeitos.

Os sistemas são definidos pelos territórios produtores e pelos consumidores, os quais geram as trocas de informações, que no estudo de caso das frutas orgânicas certificadas, envolvem fluxos dentro do Brasil (de um estado para outro da Federação) e entre Brasil e Argentina, Espanha e Itália. Os agricultores, as cooperativas e as organizações que criam os selos ambientais e socioeconômicos são os agentes responsáveis em manter o fluxo e moldar as conexões desse sistema. As mudanças culturais, ecológicas, econômicas, políticas e tecnológicas estão interligadas e definem as causas de um teleacoplamento, influenciando na sua dinâmica e emergência. Na situação das frutas orgânicas certificadas, o governo brasileiro libera financiamentos e investe em tecnologia para os agricultores, porém nem sempre os pequenos agricultores de orgânicos se enquadram nessas políticas. Muitos têm dificuldade em conseguir a certificação orgânica em função dos altos custos envolvidos. Sendo assim, os efeitos acabam dificultando a sustentabilidade ambiental das frutas orgânicas certificadas que não são produzidas em Curitiba e seguem longas distâncias até chegar ao consumidor, ocasionando, por exemplo, emissões de poluentes, consumo de energia e emissão de gases de efeito estufa.

CONCLUSÃO

O estudo de caso dos teleacoplamentos das frutas orgânicas certificadas comercializadas no mercado de orgânicos do Mercado Municipal de Curitiba evidencia desafios ambientais relevantes para as políticas públicas

urbanas de sustentabilidade. Os dados sugerem que mesmo os consumidores considerados mais sensíveis ambientalmente, como os consumidores de orgânicos certificados, ainda carecem de conhecimento sobre os

impactos ambientais associados ao deslocamento desses produtos por longas distâncias. Por outro lado, não é disponibilizada de maneira fácil ao consumidor final a informação sobre a origem dos produtos orgânicos, principalmente quando o produto é vendido em quilograma, como são as frutas em geral, o que dificulta a compreensão de aspectos ambientais indesejáveis vinculados aos produtos orgânicos que viajam longas distâncias.

A identificação dos desafios ambientais relacionados ao teleacoplamento das frutas orgânicas certificadas sugere a necessidade de avançar para o planejamento e a gestão territorial alinhados às questões de escala espacial que os fluxos entre mercado produtor e consumidor revelam. Isso é, não basta a preocupação com os fatores ambientais apenas no local de produção (garantidos pela certificação orgânica), tampouco no local do consumo (por meio, por exemplo, de hábitos de compra com sacolas retornáveis). O estudo sugere que deve haver preocupação crescente com o deslocamento dos alimentos para os mercados consumidores, o que envolveria conhecimento sobre meios de transporte utilizados, emissões e questões de armazenamento e embalagem.

A expansão da agricultura orgânica certificada é desejável pelos benefícios ambientais, os quais estão associados à prática que não utiliza agrotóxicos e fertilizantes solúveis, organismos geneticamente modificados e radiações ionizantes em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização. Entretanto, as distâncias associadas aos deslocamentos que os produtos orgânicos percorrem entre municípios, estados e países podem causar outros impactos difíceis de serem percebidos pela sua natureza, como os gases de efeito estufa associados ao transporte.

Na agenda das políticas públicas urbanas de sustentabilidade a questão do consumo urbano deve estar melhor pautada, direcionando-se ao aspecto socioeconômico e à diminuição do deslocamento e incentivando a integração entre os diferentes segmentos da cadeia produtiva e de consumo de produtos orgânicos e a regionalização da produção. Isso poderá promover o aumento da renda dos produtores e a redução da compra de frutas orgânicas em outros estados ou países, assim como o uso adequado do solo de cada região, e a população poderá contar com alimentação mais saudável e melhorar a qualidade de vida.

É importante ressaltar que a relação da prática agrícola orgânica visando à sustentabilidade urbana com a redução do impacto ambiental ainda precisa ser mais aprofundada e não existem no Brasil estudos sobre essa temática. A análise do fenômeno de teleacoplamento urbano ainda carece de literatura a respeito do consumo de frutas orgânicas vindas de territórios remotos que alie a sustentabilidade urbana a todo o processo.

O estudo utilizando a estrutura do teleacoplamento foi adaptado para observar o teleacoplamento dentro do Brasil de um produto diferenciado e específico, que são as frutas orgânicas certificadas. Os desafios relacionados a transporte, comércio e consumo, incluindo os tipos de embalagens, foram observados e alguns dos possíveis impactos ambientais e socioeconômicos puderam ser aferidos. Por exemplo, mudanças nas políticas públicas para a sustentabilidade urbana poderiam ser executadas por meio de melhorias na divulgação de informação sobre as distâncias percorridas pelos produtos consumidos. O desafio está em efetivar a teoria do teleacoplamento e colocá-la em prática para criar a verdadeira interação entre sistemas humanos e acoplados.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil*. Brasília: ANA, 2012.
- ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. The success of BNF in soybean in Brazil. *Plant and Soil*, v. 252, p. 1-9, 2003. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1023/A:1024191913296>>. Acesso em: 25 maio 2019.
- ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; FERNANDES, F.M.; HECKLER, J.C.; MACEDO, R.A.T.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; URQUIAGA, S. Biological nitrogen fixation and nitrogen fertilizer on the nitrogen balance of soybean, maize and cotton. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, n. 3, p. 449-456, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2006000300011>>. Acesso em: 25 maio 2019.

ASSIS, R.L. de. *Agricultura orgânica e agroecologia: questões conceituais e processo de conversão*. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. 35 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 196.)

BAIRD, I.G. Turning land into capital, turning people into labour: primitive accumulation and the arrival of largescale economic land concessions in the Lao People's Democratic Republic. *New Proposals*, v. 5, n. 1, p. 10-26, 2011.

BRASIL. Câmara Interministerial de Agroecologia e Produção Orgânica. *Brasil Agroecológico: Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica – Planapo: 2016-2019*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2016.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Os sistemas orgânicos de produção têm por finalidade*. Brasil: MAPA, 2018. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/o-que-sao-organicos>>. Acesso em: 4 abr. 2019.

BRUINSMA, J. The resource outlook to 2050: by how much do land, water and crop yields need to increase by 2050? In: EXPERT MEETING ON HOW TO FEED THE WORLD IN 2050, 2009, Rome. *The resource outlook to 2050*. Roma: FAO, 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-ak971e.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

CAPORAL, F.R.; COSTABEBER, J.A. Segurança alimentar e agricultura sustentável: uma perspectiva agroecológica. *Ciência & Ambiente*, Santa Maria, v. 14, n. 27, p. 153-165, jul./dez. 2003.

DAROLT, M.R. Construindo novas relações entre agricultores e consumidores: a experiência da Associação dos Consumidores de Produtos Orgânicos do Paraná – ACOPA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 3., 2005. Florianópolis. *Anais...* Florianópolis: ABA, 2005. 1 CD-ROM.

DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008. <http://doi.org/10.1126/Science.1156401>

EHLERS, E. *Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma*. São Paulo: Livros da Terra, 1996.

EHLERS, E. *O que é agricultura sustentável?* São Paulo: Brasiliense, Edra, 2017.

ESWARAN, H.; LAL, R.; REICH, P.F. Land degradation: An overview. In: BRIDGES, E.M.; HANNAM, I.D.; OLDEMAN, L.R.; PENING DE VRIES, F.W.T.; SCHERR, S.J.; SOMPATPANIT, S. (orgs.). Responses to land degradation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LAND DEGRADATION AND DESERTIFICATION, 2., Khon Kaen, 2001. *Proceedings...* New Délhi: Oxford Press, 2001.

FOLEY, J.A.R.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.N.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J.S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.D.; O'CONNELL, C.; RAY, D.K.; WEST, P.C.; BALZER, C.; BENNETT, E.M.; CARPENTER, S.R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZACKS, D.P.M. Title Solutions for a cultivated planet. *Nature*, v. 478, p. 337-342, 2011. <http://doi.org/10.1038/nature10452>

GLIESSSMAN, S.R. *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008. 656 p.

GORDON, L.J.; STEFFEN, W.; JÖNSSON, B.F.; FOLKE, C.; FALKENMARK, M.; JOHANNESSEN, A. Human modification of global water vapor flows from the land surface. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Nova York, v. 102, n. 21, p. 7612-7617, 2005. <https://doi.org/10.1073/pnas.0500208102>

GRAIN. *Who will feed China: agribusiness or its own farmers?* Decisions in Beijing echo around the world. Barcelona: Grain, 2012. Disponível em: <<http://www.grain.org/article/entries/4546-who-will-feed-china-agribusiness-or-its-own-farmersdecisions-in-beijing-echo-around-the-world>>. Acesso em: 25 maio 2019.

INSTITUTO AGRÔNOMICO DO PARANÁ (IAPAR). *O mercado de orgânicos no Paraná: caracterização e tendências*. Curitiba: IPARDES, 2007.

- INSTITUTO BIODINÂMICO (IBD). *Projetos certificados IBD*. Botucatu: IBD, 2005. Disponível em: <<http://www.ibd.com.br>>. Acesso em: 10 abr. 2018.
- INSTITUTO BIODINÂMICO (IBD). *Projetos certificados IBD*. Botucatu: IBD, 2019. Disponível em: <<http://www.ibd.com.br>>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Agropecuário - 2006, Brasil, grandes regiões e unidades da Federação. Rio de Janeiro, 2006.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Coordenação de População e Indicadores Sociais. *Perfil do Municípios Brasileiros: 2015/IBGE*. Rio de Janeiro: IBGE, 2016.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Coordenação de População e Indicadores Sociais. *Síntese de indicadores sociais – uma análise das condições de vida da população brasileira*. Rio de Janeiro: IBGE, 2017.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Divisão do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas*. Rio de Janeiro: IBGE, 1989.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Projeções da população: Brasil e unidades da federação*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- INTERNATIONAL FEDERATION OF ORGANIC AGRICULTURE MOVEMENTS (IFOAM). *Basic Standards for Organic Production and Processing*. Theley: IFOAM, 2001.
- INTERNATIONAL FEDERATION OF ORGANIC AGRICULTURE MOVEMENTS (IFOAM). *Organic 3.0 for truly sustainable farming and consumption: A landmark document of the organic movement*. New Delhi: IFOAM, 2017. Disponível em: <www.ifoam.bio/organic3zero>. Acesso em : 23 fev. de 2020.
- JACKSON, M.O.; WATTS, A. The evolution of social and economic networks. *Journal of Economic Theory*, v. 106, n. 2, p. 265-295, 2002. <http://dx.doi.org/10.1006/jeth.2001.2903>
- JESUS, E.L. de. *A tecnologia na agricultura alternativa: um desafio*. Rio de Janeiro: PTA-FASE, 1987. 11 p. (Mimeografado.)
- LAL, R. Laws of sustainable soil management. *Agronomy for Sustainable Development*, Paris, v. 29, p. 7-9, 2009. <https://doi.org/10.1051/agro:2008060>
- LALAND, K.N.; STERELNY, K.; ODLING-SMEE, J.; HOPPITT, W.; ULLER, T. Cause and effect in biology revisited: is Mayr's proximate-ultimate dichotomy still useful? *Science*, v. 334, n. 6062, p. 1512-1516, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1126/science.1210879>>. Acesso em: 12 jun. 2018.
- LIMA, F.A.X.; PIRES, M.L.L.S.; VARGAS, L.P. Do convencional ao agroecológico: a experiência de Santa Cruz da Baixa Verde – Sertão de Pernambuco. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 9, n. 3, p. 3-20, 2014.
- LIMA, M.; SKUTSCH, M.; COSTA, G.M. Deforestation and the social impacts of soy for biodiesel: perspectives of farmers in the South Brazilian Amazon. *Ecology and Society*, v. 16, n. 4, p. 4, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5751/ES-04366-160404>>. Acesso em: 25 maio 2019.
- LIU, J.; DIETZ, T.; CARPENTER, S.R.; ALBERTI, M.; FOLKE, C.; MORAN, E.; PELL, A.N.; DEADMAN, P.; KRATZ, T.; LUBCHENCO, J.; OSTROM, E.; OUYANG, Z.; PROVENCHER, W.; REDMAN, C.L.; SCHNEIDER, S.H.; TAYLOR, W.W. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, v. 317, n. 5844, p. 1513-1516, 2007. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1144004>
- LIU, J.; HULL, V.; BATISTELLA, M.; DEFRIES, R.; DIETZ, T.; FU, F.; HERTEL, T.W.; IZAURRALDE, R.C.; LAMBIN, E.F.; LI, S.; MARTINELLI, L.A.; MCCONNELL, W.J.; MORAN, E.F.; NAYLOR, R.; OUYANG, Z.; POLENSKE, K.R.; REENBERG, A.; ROCHA, G.M.; SIMMONS, C.S.; VERBUNG, P.H.; VITOUSEK, P.M.; ZHANG, F.; ZHU, C. Framing sustainability in a telecoupled

world. *Ecology and Society*, v. 18, n. 2, p. 26, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5751/ES-05873-180226>>. Acesso em: 25 maio 2018.

LIU, J.; MCCONNELL, W.; BAERWALD, T. *Symposium on "Telecoupling of Human and Natural Systems"*. American Association for the Advancement of Science, 2011. Disponível em: <<http://aaas.confex.com/aaas/2011/webprogram/Session2889.html>>. Acesso em: 25 mai. 2018.

LIU, J.; YANG, W.; LI, S. Framing ecosystem services in the telecoupled Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 14, n. 1, p. 27-36, 2016. <https://doi.org/10.1002/16-0188.1>

LUNARDON, M.T. *Agricultura Orgânica*. Análise da conjuntura agropecuária. Safra 2007/08. Curitiba, 2008. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/62430194/ANALISE-DA-CONJUNTURA-AGROPECUARIA>>. Acesso em: 2 abr. 2019.

MACDONALD, G.K.; BENNETT, E.M.; POTTER, P.A.; RAMANKUTTY, N. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Nova York, v. 108, n. 7, p. 3086-3091, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1010808108>

MACEDO, M.N.; DEFRIES, R.S.; MORTON, D.C.; STICKLER, C.M.; GALFORD, G.L.; SHIMABUKURO, Y.E. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1111374109>>. Acesso em: 25 maio 2019.

MARTINELLI, L.A.; NAYLOR, R.; VITOUSEK, P. M.; MOUTINHO, P. Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 2, n. 5-6, p. 431-438, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.09.008>>. Acesso em: 25 maio 2019.

MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G. The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 1, n. 3, p. 37-48, 2013. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30029-0](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30029-0)

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 Environment National Council (CONAMA). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000024>

NASPETTI, S.; ZANOLI, R. Consumers' Knowledge of organic quality marks. In: KÖPKE, U.; NIGGLI, U.; NEUHOFF, D.; CORNISH, P.; LOCKERETZ, W.; WILLER, H. (orgs.) *Researching sustainable systems*. Bonn: University of Bonn, 2005. p. 393-395.

OJIMA, R.; MARTINE, G. Resgates sobre população e ambiente: breve análise da dinâmica demográfica e a urbanização nos biomas brasileiros. *Ideias*, v. 3, n. 2, p. 55-70, 2012. <https://doi.org/10.20396/ideias.v3i2.8649348>

OLDEMAN, L.R. The global extent of soil degradation. In: GREENLAND, D.J.; SZABOCLS, I. (orgs.) *Soil resilience and sustainable land use*. Wallingford: Cab International, 1994. p. 99-118.

ORGANIS & MARKET ANALYSIS. Consumo de produtos orgânicos no Brasil. Curitiba. 2017: [s.n.]. www.Organicsbrasil.org; www.Marketanalysis.com.br - <http://marketanalysis.com.br/wp-content/uploads/2018/01/Pesquisa-Consumo-de-Produtos-Org%C3%A2nicos-no-Brasil-Relat%C3%B3rio-Final.pdf>, acesso em 17 abril de 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). *The future of food and agriculture: Trends and challenges*. Roma: FAO, 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA (FAO). *The state of food and agriculture*. Roma: FAO, 1989.

- PARANÁ. Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento. *Documento-Base para o Programa Paraná Agroecológico*. Curitiba: DIOE, 2011.
- PASCHOAL, A.D. *Produção orgânica de alimentos: agricultura sustentável para os séculos XX e XXI: guia técnico e normativo para o produtor, o comerciante e o industrial de alimentos orgânicos e insumos naturais*. Brasil: EMBRAPA, 1995. 191 p.
- PENTEADO, S.R. *Introdução à agricultura orgânica: normas e técnicas de cultivo*. Campinas: Grafimagem, 2000. 110 p.
- PEREIRA, V.; MARTINS, S. Indicadores de sustentabilidade do agroecossistema arroz orgânico com manejo de água contínuo na bacia do Araranguá (SC) mediante aplicação da metodologia MESMIS. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 15, p. 56-78, 2010.
- PLATAFORMA INTERGOVERNAMENTAL SOBRE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (IPBES). *Relatório Regional de Avaliação de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos para as Américas*. Brasil: IPBES, 2018.
- PRADO, R.B.; FORMIGA, R.M.; MARQUES, G. Uso e gestão da água: desafios para a sustentabilidade no meio rural. In: TURETTA, A.P.D. (org.). *As funções do solo, suas fragilidades e seu papel na provisão dos serviços ecossistêmicos*. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017. p. 27-32. (Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.)
- PRIMAVESI, A. *Agroecologia: ecosfera, tecnosfera e agricultura*. São Paulo: Nobel, 1997. 199 p.
- RESEARCH INSTITUTE OF ORGANIC AGRICULTURE. *The world of organic agriculture 2017*. Frick: Research Institute of Organic Agriculture, 2017. Disponível em: <<https://www.fibl.org/fileadmin/documents/en/news/2017/mr-world-organic-agriculture-2017-english.pdf>>. Acesso em: 13 fev. 2020.
- RESEARCH INSTITUTE OF ORGANIC AGRICULTURE (FiBL), INTERNATIONAL FEDERATION OF ORGANIC AGRICULTURE MOVEMENTS (IFOAM). *The World of Organic Agriculture: Statistics and Emerging Trends 2020*. Frick: Research Institute of Organic Agriculture; Bonn: IFOAM, 2020.
- ROSSET, J.S.; COELHO, G.F.; GRECO, M.; STREY, L.; GONÇALVES JUNIOR, A.C. Agricultura convencional versus sistemas agroecológicos: modelos, impactos, avaliação da qualidade e perspectivas. *Scientia Agraria Paranaensis*, v. 13, n. 2, p. 80-94, abr./jun. 2014. <http://dx.doi.org/10.18188/sap.v13i2.7351>
- SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO (SEAB). Departamento de Economia Rural (DERAL). *Regulamento da Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento*. Paraná: SEAB, 2011. Disponível em: <<http://www.agricultura.pr.gov.br/Pagina/Regulamento>>. Acesso em: 12 jun. 2018.
- SEITZINGER, S.P.; SVEDIN, U.; CRUMLEY, C.L.; STEFFEN, W.; ABDULLAH, S.A.; ALFSEN, C.; BROADGATE, W. J.; BIERMANN, F.; BONDRE, N.R.; DEARING, J.A.; DEUTSCH, L.; DHAKAL, S.; ELMQVIST, T.; FARAHBAKHSHAZAD, N.; GAFFNEY, O.; HABERL, H.; LAVOREL, S.; MBOW, C.; MCMICHAEL, A.J.; DEMORAIS, J.M.; OLSSON, P.; PINHO, P.F.; SETO, K.C.; SINCLAIR, P.; STAFFORD, S.M.L. Planetary stewards in an urbanizing world: beyond city limits. *Ambio*, v. 41, p. 787-794, 2012. <http://doi.org/10.1007/s13280-012-0353-7>
- SETO, K.C.; REENBERG, A.; BOONE, C.G.; FRAGKIAS, M.; HAASE, D.; LANGANKE, T.; MARCOTULLIO, P.; MUNROE, D.K.; OLAH, B.; SIMON, D. Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 109, n. 20, p. 7687-7692, 2012. <http://doi.org/10.1073/pnas.1117622109>
- SOUZA, T.A.F. de; SANTOS, D. *Solos em Sistemas Agroecológicos*. Areia: Universidade Federal da Paraíba, 2017.
- STRASSBURG, B.B.N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A.E.; OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; SCARAMUZZA, C.A. de M.; SCARANO, F.R.; SOARES FILHO, B.; BALMFORD, A. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1, 2017. <http://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SYLVANDER, B.; FRANÇOIS, M.; PERSILLET, V.; SIRIEIX, L. Consumer competence and loyalty in a highly uncertain market: a novel learning mechanism in relation to organic farming. *In: SCIENTIFIC CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL SOCIETY OF ORGANIC AGRICULTURE RESEARCH (ISO FAR), 1., 2005, Adelaide. Proceedings...* Adelaide: IFOAM/ISO FAR, 2005. p. 396-399.

THOMAS, R.J.; QUILLÉROU, E.; STEWART, N. *Economics of land degradation initiative: a global strategy for sustainable land management: the rewards of investing in sustainable land management*. Bonn: ELD Initiative, 2013. 122 p. (Scientific Interim Report). Disponível em: <https://www.eld-initiative.org/fileadmin/pdf/ELD-Interim_Report_web.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2020.



ESTRATÉGIAS BIOCLIMÁTICAS DE PROJETOS PARA MELHORES DESEMPENHOS AMBIENTAIS EM UNIVERSIDADES NO SUL BAIANO

BIOCLIMATIC STRATEGIES OF PROJECTS FOR BETTER ENVIRONMENTAL PERFORMANCE IN UNIVERSITIES IN THE SOUTH OF BAHIA STATE

Cristiane Rabelo Santos 

Mestranda em Ciências e
Tecnologias Ambientais pela
Universidade Federal do Sul da
Bahia – Porto Seguro (BA), Brasil.

Endereço para correspondência:

Cristiane Rabelo Santos – Avenida
Beira Mar, 13.425, apto. 8, Praia
do Mutá – CEP 45810-000 –
Porto Seguro (BA), Brasil – E-mail:
cristianerabeloarq@gmail.com

Recebido em: 24/09/2019

Aceito em: 11/12/2019

RESUMO

Esta investigação visa apontar alternativas para melhor desempenho ambiental de instituições de ensino, baseadas nos princípios da ecologia industrial, da infraestrutura verde e da arquitetura bioclimática. Com base na Revisão de literatura técnica e em visitas de campo, foram elaboradas propostas voltadas às necessidades levantadas no diagnóstico sistêmico do campus Sosígenes Costa da Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB), em Porto Seguro. O objetivo deste trabalho é recomendar soluções para projetos que proporcionem melhor eficiência energética das edificações, alternando as fontes convencionais de energia elétrica para as fontes de energia mais limpa para reduzir os custos operacionais do campus, com base em sistemas de ventilação naturais e de soluções arquitetônicas desenvolvidas segundo a bioclimatologia local e os parâmetros de conforto ambiental, os quais são focados na melhoria da capacidade de aprendizagem nos ambientes de ensino. Ações foram propostas com o objetivo de contribuir para a redução de impactos e de custos nas instituições de ensino e tornar suas sedes exemplos que aproximam as pessoas da sustentabilidade.

Palavras-chave: conforto ambiental; *ecodesign*; ecoeficiência; infraestrutura verde.

ABSTRACT

This research aims to point out alternatives of better environmental performance for educational institutions based on the principles of industrial ecology, green infrastructure and bioclimatic architecture. Based on the Technical Literature Review and field visits, proposals were prepared to address the needs raised in the systemic diagnosis of the UFSB Sosígenes Costa campus in Porto Seguro. The aim of this paper is to recommend design solutions that provide better building energy efficiency by switching from conventional to cleaner energy sources to reduce campus operating costs, from natural ventilation systems and architectural solutions developed from local bioclimatology and environmental comfort parameters focused on improving learning capacity in teaching environments. Actions were proposed with the objective of contributing to the reduction of impacts and costs in educational institutions, making their headquarters into examples that bring people closer to sustainability.

Keywords: environmental comfort; *ecodesign*; ecoefficiency; green infrastructure.

INTRODUÇÃO

Nos processos construtivos, as emissões de GEE estão associadas à especificação dos materiais e equipamentos utilizados na construção, à extração das matérias-primas, aos processos de fabricação dos materiais, à energia utilizada durante o ciclo de vida da obra, à operação e à manutenção das edificações e às disposições finais dos descartes e dos transportes dos materiais (BESSA, 2010).

Construções agravam a emissão de GEE provocando danos à saúde humana e ao meio ambiente, por utilizarem processos de produção, desde a fase de projetos até a operação das edificações, que priorizam o uso de equipamentos poluentes, emissores de GEE, como por exemplo, compostos de carbono, cloro e flúor (CFC's), liberados por equipamentos de ar condicionado, além dos processos e atividades que liberam o gás metano (CH₄), decorrentes dos descartes realizados durante a obra e a operação do edifício. As intervenções humanas que geram grandes impactos negativos estão baseadas na extração de matérias-primas que esgotam a natureza sem renová-la, nas impermeabilizações do solo natural em larga escala, na gestão de materiais que não evita emissão de GEE, na especificação de equipamentos poluentes e na geração de desperdícios e descartes tóxicos.

A abordagem da bioclimatologia aplicada à arquitetura na publicação *Design with climate: bioclimatic approach to architectural regionalism* (OLGYAY, 1973) define princípios da arquitetura bioclimática que foram aprofundados por diversos autores nas décadas seguintes, estendendo o entendimento sobre conforto térmico humano e criando a expressão "Projeto Bioclimático". No fim da década de 1960, foi publicada a Carta Bioclimática "Comfort, Climate Analysis and Building Design Guidelines" (GIVONI, 1992), que retrata graficamente a zona de conforto térmico, segundo o método de Givoni (1992), por meio de uma carta psicométrica resultante de desdobramento conceitual do diagrama idealizado por Olgyay. As cartas bioclimáticas tornaram-se instrumentos para realização de projetos.

No Brasil, o grau de desperdícios é elevado, tanto em relação a materiais quanto a mão de obra, pois são calculadas perdas financeiras em materiais que representam 8% do valor da construção, e as perdas alcançam até 30% quando são contabilizados os custos com

retrabalhos realizados na execução dos serviços (USP, 2018). Os desperdícios associados ao modo de usar e de operar o edifício com baixos índices de eficiência energética e os usos ineficientes da água têm provocado impactos ambientais e econômicos em diversas instituições, comprometendo a saúde e a qualidade de vida das pessoas. Ao analisar o contexto brasileiro, constata-se que aparelhos de ar-condicionado são instalados na maioria das edificações construídas em cidades quentes, de maneira independente da localização oferecer ou não condições favoráveis de ventilação, como é o caso da costado descobrimento do Brasil no sul baiano, que apresenta ventilações predominantes nas direções nordeste, leste, sudeste, sul e sudoeste. Em diversas edificações das cidades litorâneas brasileiras, essas brisas do mar não são aproveitadas para amenizar a sensação de calor nos ambientes internos, o que os tornam dependentes do uso do ar condicionado para proporcionar condições de conforto ambiental aos usuários. Em locais quentes e úmidos, como Porto Seguro, é estratégico considerar a possibilidade de flexibilizar ou evitar o uso de sistemas ativos de refrigeração artificial, substituindo-os por sistemas passivos de ventilação natural.

A arquitetura bioclimática está baseada no bioclimatismo, como princípio de concepção da arquitetura que utiliza elementos climáticos favoráveis por meio dela própria com o objetivo de satisfazer ao bem-estar higrotérmico (BOGO *et al.*, 1994), contribuindo para melhorar o desempenho ambiental da edificação com maior eficiência energética. No Brasil, podem ser visitadas obras de referência internacional baseadas nos princípios da bioclimatologia, os quais foram incorporados nos projetos desenvolvidos pelo arquiteto João Filgueiras Lima (Lelé) para os hospitais da rede Sarah Kubitscheck nas cidades de Belém, Belo Horizonte, Brasília, Fortaleza, Macapá, Salvador, São Luís e Rio de Janeiro. Esses hospitais foram concebidos para funcionar predominantemente sem o uso do ar-condicionado, com exceção de ambientes específicos para atender às necessidades locais. No contexto das universidades, um dos exemplos de destaque inclui o projeto arquitetônico da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo (USP) de autoria do arquiteto João Baptista Vilanova Artigas, que concebeu espaços de ensino e aprendizagem sem ar condicionado,

adaptados ao clima local, conforme princípios da arquitetura bioclimática. Na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU) da USP são aplicadas como estratégias de projeto sistemas de iluminação e ventilação natural que proporcionam temperaturas amenas nos ambientes internos, adequando-os às condições da zona de conforto ambiental conceituada por Givoni (1992) e adaptada para climas tropicais (LAMBERTS; DUTRA; PEREIRA, 2016).

Nos processos de projetos e obras, as escolhas e especificações de materiais e os sistemas construtivos possuem papel decisivo para o desempenho do edifício, pois podem contribuir para minimizar a emissão de poluentes e os impactos provenientes de: processos construtivos, materiais utilizados na construção civil, aquisição de energia elétrica, descartes de materiais e consumo de combustíveis fósseis, sendo necessário avaliar as escolhas desses processos para atingir as metas globais pactuadas de redução dos GEE registradas em acordos internacionais. Os projetos de baixo impacto integrado direcionam o empreendimento para o alcance de melhorias do desempenho ambiental desde a fase inicial dos estudos preliminares, orientando-o para: conservação dos recursos naturais, conforto ambiental, maior eficiência energética das edificações, redução de emissão de poluentes como os gases CFCs, liberados por equipamentos de ar condicionado, redução das ilhas de calor, redução dos custos, preservação

da biodiversidade, e melhores condições de saúde e de qualidade de vida.

Com o objetivo de contribuir para a conservação dos recursos ambientais no contexto das universidades, são pesquisadas alternativas para a infraestrutura dos espaços de ensino com impactos reduzidos que preservem a maior permeabilidade possível do solo natural, considerando os ecossistemas, as requalificações bioclimáticas das edificações, o reaproveitamento das águas, os usos racionais da edificação, a água e a energia. Esta pesquisa busca responder como projetar um ambiente de ensino que seja exemplo para reduzir impactos negativos nas dimensões social, ambiental, econômica e ecossistêmica, ou seja, impactos integrados no sul baiano.

A pesquisa foi estruturada com base na pesquisa de campo sobre boas práticas de baixo impacto ambiental em universidades brasileiras e alemãs, o que resultou em um conjunto de ações propostas com o intuito de contribuir para que os espaços de ensino sejam mais ecoeficientes por meio do uso de fontes alternativas de energia e de ações que evitem desperdícios. O artigo está estruturado em dois subitens: Método e Resultados e Discussão. Na segunda parte são apresentados exemplos de referência, separados por princípio, em três grupos: Ecologia Industrial/ Economia Circular, Infraestrutura Verde e Bioclimatologia aplicada à Arquitetura e Urbanismo.

MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida em três etapas, na primeira, foi adotado o método da revisão de literatura técnica sobre os princípios relacionados à ecologia industrial, à ecoeficiência e à bioclimatologia aplicada à arquitetura e ao urbanismo. Como resultado da primeira etapa, foram selecionados estudos de caso para serem visitados no Brasil e na Alemanha. Na segunda etapa, foram realizadas as visitas técnicas e entrevistas com professores e alunos das universidades que apresentaram elevados níveis de desempenho ambiental em suas sedes, com foco no bem-estar do usuário, no conforto ambiental e na eficiência energética. Na terceira etapa, foi elaborado o Plano de Ações de Baixo Impacto Integrado aplicável ao Sul da Bahia,

baseado no diagnóstico sistêmico da área de estudo, o Campus Sosígenes Costa (CSC) da UFSB, e na análise crítica sobre as boas práticas visitadas.

Na etapa 1, foram analisados os princípios da Ecologia Industrial e da Ecoeficiência por meio de redes de conhecimento como a Alianza de Redes Iberoamericanas de Universidades por la Sustentabilidad y el Ambiente ARIUSA, o Portal de periódicos Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e repositórios institucionais. Por meio da rede de conhecimento ARIUSA, são compartilhadas lições aprendidas nas universidades em rede, o que facilitou a sistematização das boas práticas e a análise crítica.

Princípios

O projeto de implantação de um campus universitário pode preservar a permeabilidade natural do solo ou pode impermeabilizar grandes áreas. A escolha feita poderá gerar desmatamentos maiores ou menores, o que irá acentuar ou reduzir a emissão dos GEE, o aquecimento global entre outros impactos que ameaçam a escassez dos recursos naturais. Um dos meios de contribuir para a melhoria do desempenho ambiental dos espaços físicos é revisar o modo de projetá-los desde a concepção. Para identificar alternativas de baixo impacto, foram pesquisados os seguintes princípios:

- **Economia circular/ecologia industrial:** a economia circular é conceituada como modelo econômico que promove a renovação dos recursos no uso de materiais e de energia (RIBEIRO; KRUGLIANSKAS, 2014). Nesse conceito, é evidenciada a lógica de evitar perdas e desperdícios baseada nos princípios da ecologia industrial, pois, na natureza, um ecossistema aproveita a energia do outro, modo diferente da economia linear, em que as sobras são simplesmente descartadas;
- **Infraestrutura verde:** a infraestrutura verde é considerada uma ferramenta de conservação, de restauração e de manutenção dos sistemas de funções naturais, capaz de “proporcionar benefícios ecossistêmicos, econômicos e sociais” (BENEDICT; MCMAHON, 2006, p. 01). A análise sobre a ecoefi-

Conforto ambiental

O conforto térmico humano em um ambiente sofre impacto direto em função de fatores como: temperatura média do ar, taxa de umidade relativa do ar, ventos e radiação solar, além das variáveis individuais que incluem metabolismo, vestimentas entre outros fatores.

- **Zoneamento bioclimático:** o Brasil está dividido em oito regiões bioclimáticas conforme ilustra a Figura 1A, que mostra o sul baiano inserido na zona bioclimática 8. A Carta Bioclimática de Givoni (1992), adaptada por Lamberts, Dutra e Pereira (2016), representa as condições que caracterizam a zona de conforto e as possíveis estratégias para proporcionar conforto ambiental na edificação. Conforme a carta, a sensação de conforto é alcançada na zona de conforto ambiental, que é representada graficamente na carta e relaciona: temperaturas medidas

em bulbo seco e em bulbo úmido, taxas de umidade relativa do ar e massa de vapor (g/kg) para definir a zona de conforto e seus limites;

- **Bioclimatologia aplicada à arquitetura e ao urbanismo:** a arquitetura bioclimática envolve estratégias de projetos baseadas em uma arquitetura passiva, que aproveita e potencializa o uso da iluminação e da ventilação naturais, proporcionando ambientes saudáveis e agradáveis. Com base na análise dos parâmetros de conforto e da aplicação das estratégias bioclimáticas, os espaços físicos podem ser adaptados ao clima, proporcionando conforto ambiental na edificação, baseado no estudo das variáveis de conforto locais. O projeto bioclimático, associado ao uso de fontes alternativas de energia, ao reaproveitamento de recursos naturais e ao uso racional de água e energia, é um dos instrumentos que pode ser aprimorado pelos projetistas para o alcance de melhores desempenhos ambientais das edificações. O projeto bioclimático em climas tropicais quentes pode elevar os índices de eficiência energética do empreendimento, com base no máximo aproveitamento das ventilações predominantes associado aos projetos adequados de esquadrias e de sistemas de iluminações naturais nos espaços construídos.

em bulbo seco e em bulbo úmido, taxas de umidade relativa do ar e massa de vapor (g/kg) para definir a zona de conforto e seus limites;

- **Estratégias bioclimáticas de projeto:** o Hospital Sarah Kubitscheck, em Salvador, dispensa a climatização artificial na maior parte da edificação, pois apresenta estratégias bioclimáticas como: galerias de ar, átrios (pátios centrais vazados), Shed’s (elementos de cobertura ilustrados na Figura 1B e amplas esquadrias, o que permite: renovação constante de ar, convecção de ar de baixo para cima e retirada do ar quente do edifício, proporcionando temperaturas internas adequadas à zona de conforto ambiental. De forma predominante, a edificação apresenta sistemas de ventilação e de iluminação naturais, com exceção do centro cirúrgico e dos

setores de imagem, que possuem sistemas mecanizados de refrigeração por causa do controle rigoroso de temperatura, umidade e pressão exigidos em função dos procedimentos e equipamentos;

- Parâmetros de conforto ambiental: os parâmetros que relacionam temperatura, umidade e o índice de qualidade do ar impactam de modo direto a capacidade de aprendizagem. Universidades visitadas, como a Freie Universität Berlin, instalaram aparelhos medidores da qualidade do ar nos ambientes de ensino e aprendizagem.
- Índice de temperatura e umidade (ITU): ITU é um índice que relaciona temperatura e umidade, impactando a sensação de conforto humano por ser importante avaliador do bem-estar para o verão que interfere na capacidade cognitiva (GRIMM, 2018). No Brasil, é recomendável manter temperaturas médias nos ambientes de ensino e aprendizagem em torno de 25°C e taxas de umidade relativa do ar em torno de 50%, não devendo ser inferior a 30%

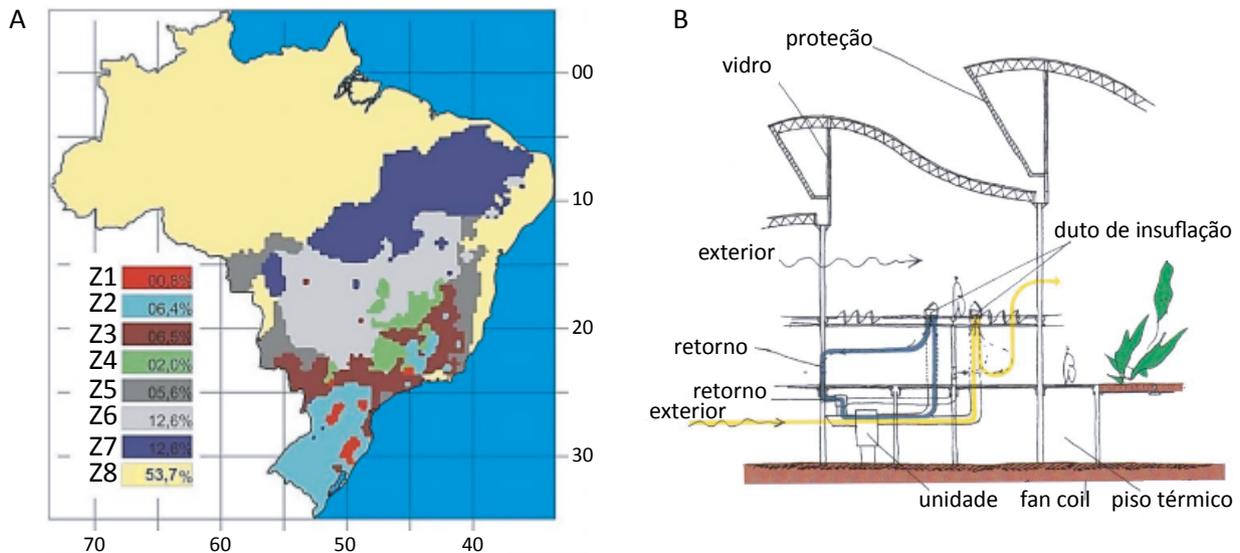
nem superior a 80%, conforme diagrama do conforto térmico humano (INMET, 2018);

- Índice de qualidade do ar (IQA) por poluente: o IQA se refere à qualidade do ar no interior e no exterior das edificações e estruturas, com foco na saúde e no conforto dos seus usuários (USEPA, 2015). O valor recomendável é de $0 < IQA < 50$. Quando o IQA não é controlado, e os poluentes provocam o aumento do índice acima de 101 por poluente, são afetadas as condições de saúde humana, o que pode ocasionar o aparecimento de doenças cardiopulmonares, decréscimo de resistência físicas e danos mais graves que podem provocar óbitos. Como o IQA interfere nas condições de saúde e na capacidade de aprendizagem, é recomendável que o sistema de gestão ambiental (SGA) do campus contemple rotinas de medição para aferir se o IQA por poluente se encontra entre 0 e 50, conforme recomendações da Agência de Proteção Ambiental Americana na tabela (Figura 2A).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com base nas práticas analisadas, foram sistematizadas soluções bem-sucedidas que diminuíram os im-

pactos ambientais, com foco na redução de desperdícios, no uso de energias mais limpas e em melhores



Fonte: adaptado de NBR 15220-3 (ABNT, 2005); MUSEU DA CASA BRASILEIRA, 2010.

Figura 1 – (A) Zoneamento bioclimático brasileiro adaptado pelo Laboratório de Eficiência Energética em Edificações (LABEEE) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), da NBR 15220-3; (B) estratégias de projetos elaboradas por Lelé para a rede Sarah Kubitschek. A Figura 1B exemplifica o sistema de ventilação natural, concebido pelo arquiteto Lelé, que contempla as galerias de ar, responsáveis por conduzir ventos predominantes, distribuídos para proporcionar conforto ambiental.

condições de saúde e de capacidade de aprendizagem. Os bons exemplos estão divididos em três subitens:

Análise crítica das boas práticas

Foram analisadas práticas de referência baseadas em: ecologia industrial/economia circular e reengenharia do produto baseada na produção mais

Exemplo 1: processos construtivos racionais concebidos para o Hospital do Aparelho Locomotor Sarah Kubitscheck, Salvador (LELÉ, 1994)

O sistema construtivo do hospital (Anexos 1 e 2), com área construída de 27 mil m² (LELÉ, 1994), é composto de: componentes pré-fabricados, estruturas metálicas e vedações externas e internas em argamassa armada, produzidos no Centro de Tecnologia da rede Sarah (CTRS) em Salvador, Bahia (TRIGO, 2009).

Aspectos positivos

Sistema modular de projetos concebido no Hospital Sarah Salvador para eliminar desperdícios; uso de modulações de 1,25 m (múltiplo de 0,625 m em função de revestimento especificado); redução do uso de água na obra; redução de prazo de construção em virtude das repetições e das padronizações; peças com múltiplas funções

Ecologia Industrial, Infraestrutura Verde e Bioclimatologia aplicada à Arquitetura.

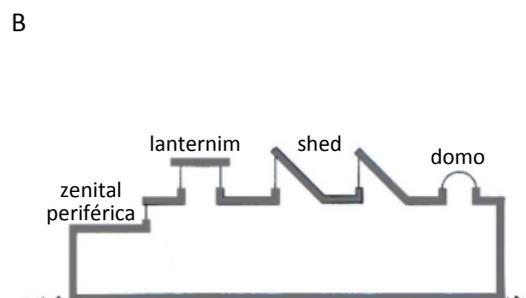
limpa e enxuta em que se minimize perdas, conforme fluxograma representado na Figura 3.

reduziram materiais (viga-calha que abriga instalações, parede dupla ou parede *shaft* com instalações embutidas); logística otimizada para construção e operação da edificação (peças pré-moldadas produzidas no CTRS, próximo ao hospital, reduziram fretes e transporte); redução de custos com manutenção do edifício em razão do uso de peças padronizadas; construção e montagem reduziram a geração de resíduos (LUKIANCHUKI *et al.*, 2011);

Aspectos negativos

Emissões de CO₂ relacionadas aos processos industriais, estruturas metálicas e uso de aço presente nas peças utilizadas na pré-fabricação e na montagem dos sistemas construtivos.

A	IQA por poluente	Qualidade do ar interno	Descrição dos efeitos sobre a saúde
	0 a 50	Boa	
	51 a 100	Regular	
	101 a 199	Inadequada	Leve agravamento de sintomas em pessoas suscetíveis, com sintomas de irritação na população sadia.
	200 a 299	Má	Decréscimo da resistência física e significativo agravamento dos sintomas em pessoas com enfermidades cardiorrespiratórias. Sintomas gerais na população sadia.
	300 a 399	Péssima	Aparecimento prematuro de certas doenças, além de significativo agravamento dos sintomas. Decréscimo da resistência física em pessoas saudáveis.
	Maior que 400	Crítica	Morte prematura de pessoas doentes e pessoas idosas. Pessoas saudáveis podem acusar sintomas adversos que afetam sua atividade normal.



Fonte: USEPA, 2015; PEREIRA, 2006, p. 35.

Figura 2 – (A) Índices de qualidade do ar por poluente × qualidade do ar interno. (B) Tipologias de Iluminação Natural. Concentrações baixas e moderadas do Dióxido de Carbono (CO₂) são responsáveis por causarem efeitos negativos no desempenho humano em tomada de decisão e por reduzir o desempenho em sala de aula (USEPA, 2015; SATISH *et al.*, 2012). As emissões de CO₂, CFC, metano (CH₄) e óxidos de nitrogênio (NOx) agravam o efeito estufa, interferem no balanço energético da Terra e causam efeitos prejudiciais à saúde.

Reaproveitamento das águas nas edificações

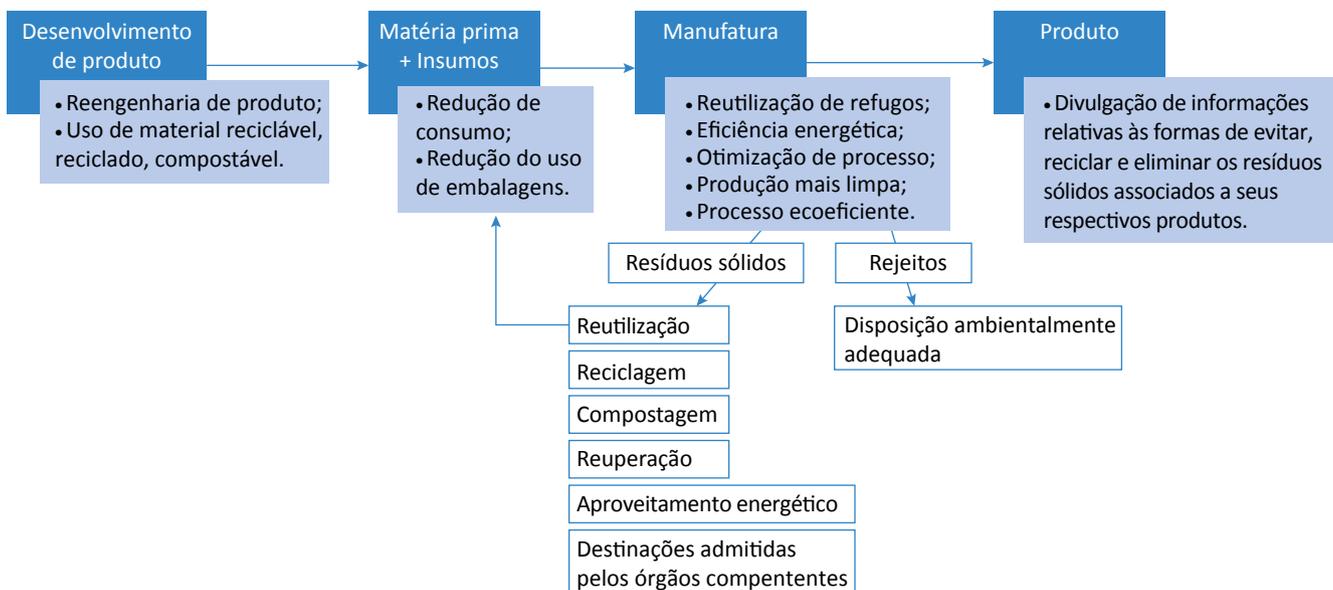
Exemplo 2: recirculação de água na Sidwell Friends School, em Washington D.C.

Escola do ensino médio com certificação LEED Platinum, um dos mais elevados níveis de certificação pelo Sistema LEED (Figura 4). Ficha técnica: ano de fundação da instituição: 1883; Obra de qualificação ambiental: 2007; Terreno: 15 acres; Edificação: 33.000 pés quadrados; Projeto: José Alminana- The American Society of Landscape Architects Fund (ASLA); (ANDROPOGON ASSOCIATES, 2007) (Landscape Architect). As águas cinzas são captadas em

um pátio com pavimentos drenantes interligado ao reservatório de reuso e à edificação conforme Figura 4.

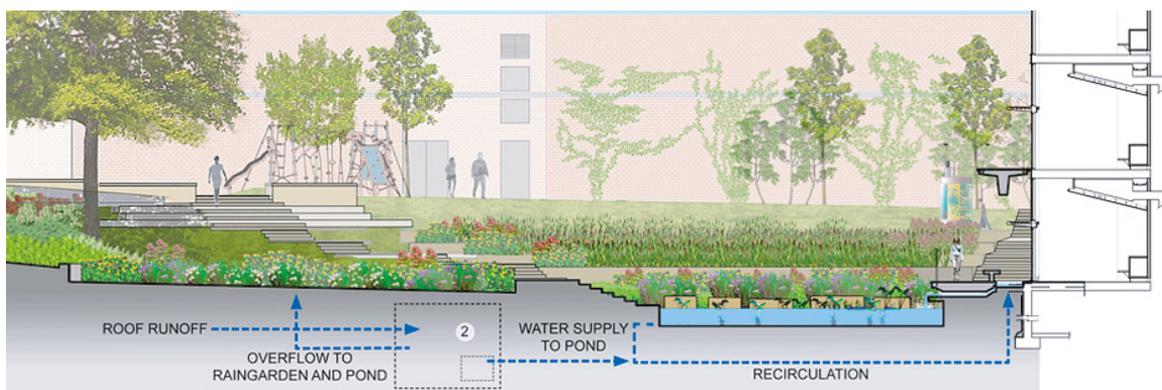
Aspectos positivos

O Sistema de gerenciamento de águas residuais da escola Sidwell Friends limpa 3 mil litros de água por dia (ANDROPOGON, 2007). A água de reuso é conduzida para os banheiros do edifício e para a torre



Fonte: adaptado do Programa de Produção mais Limpa do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), 2018. Disponível em: <www.fiesp.com.br/temas-ambientais/>. Acesso em: nov. 2018.

Figura 3 – Fluxograma da reengenharia do produto.



Fonte: ANDROPOGON, 2007

Figura 4 – Esquema de recirculação de água.

de resfriamento, após tratamento no patio ecológico por três a cinco dias. O consumo de água da escola foi reduzido em 93% depois da implantação do saneamento ambiental, que contempla Wetlands com plantas nativas eficientes e o reuso das águas cinzas.

Exemplo 3: reúso de águas cinzas em edificações alemãs

Em uma típica residência alemã para cada 100L de água abastecida, 52L são de água potável e 48L são de água de reuso (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). A água potável é destinada para chuveiro, banheira, lavatórios e cozinha, enquanto a água de reúso é destinada para limpeza, máquina de lavar, descargas sanitárias e irrigação. São produzidos 70 L de água cinza, dos quais 48 L são reutilizadas. Das águas cinzas, 22 L são conduzidas para a rede de esgoto, juntamente com as águas negras.

Aspectos positivos

A segregação das águas e o reuso das águas cinzas geram economia significativa nas edificações. Em relação à redução do consumo de água, na Alemanha, entre 1990 e 2010, a redução do consumo médio *per capita* foi superior a 1 L por ano, alcançando, em 2010, o consumo médio *per capita* de 121 L/hab. d. (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). Alguns profissionais do setor de saneamento do país associam a redução constante do consumo de água potável no país ao aumento dos valores das tarifas de água e esgoto nos últimos anos (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). Ao comparar esses valores na Alemanha com outros países desenvolvidos, conclui-se que as tarifas alemãs são as mais altas do continente europeu, o que torna o reúso das águas cinzas mais atrativo para o consumidor. É na Alemanha onde se consome menos água potável, quando são comparados países desenvolvidos do continente europeu com EUA e Canadá (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019).

Infraestrutura verde

Exemplo 4: requalificação ambiental da Escola Politécnica de Milão (POLIMI), Itália

A estratégia para reforma foi direcionada para a requalificação ambiental por intermédio da proposta de *ecodesign* elaborada de modo participativo para o *campus* Citta Studi Campus Sostenibile. A proposta envolveu alunos, funcionários e professores e despertou o sentido de pertencimento em cada um para

O último pavimento do edifício (*green roof*) contempla uma cobertura verde que capta águas cinzas, e esse sistema de reaproveitamento está interligado às instalações hidrossanitárias prediais e reutilizadas nas descargas sanitárias (ANDROPOGON, 2007).

No Brasil, existe elevado potencial de geração de economia circular nos edifícios, pois a produção de água cinza no país é muito maior do que o consumo de água de reuso (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). Foram pesquisadas boas práticas em empreendimentos corporativos certificados que adotam sistemas de reaproveitamento hídrico (AFLALO GASPERINI ARQUITETOS, 2009), como o *green building* em São Paulo, o Rochaverá, com certificação Leed GOLD, pátio drenante e reservatório de reúso de água (USGBC, 2009), e o Eldorado Business Tower, concluído em 2007, com certificação Leed C&S PLATINUM adquirida em 2009.

Aspectos negativos

Mesmo obtendo economias operacionais relevantes de água em edificações por meio do reaproveitamento, o desafio no continente americano ainda é a redução do consumo e de perdas relacionadas ao uso da água. Pesquisas publicadas em 2015 revelam que nos EUA o consumo per capita médio de água foi de 300 L/hab. D, com tarifas baixas de água (GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento, o consumo médio de 2013, 2014 e 2015 foi de 165,3 L/hab. d (*apud* GONÇALVES; KELLER; FRANCI, 2019). Existe elevado potencial para geração de economia de água no país mediante a implantação de estações de tratamento das águas cinzas, no entanto faltam regulamentações específicas e políticas públicas que incentivem essas práticas de reúso para evitar perdas de água.

Aspectos positivos

O *ecodesign* da POLIMI proporciona espaços de convivência com maior socialização e favorecem o balanço energético por meio de praças centrais permeáveis

Exemplo 5: implantação da Freie Universität Berlin (FUB)

Ocupação e uso do terreno que preserve a permeabilidade, contempla um jardim botânico e edificações com pátios vazados que integram áreas verdes e áreas construídas projetadas com dois e três pavimentos, otimizando a ocupação, preservando o solo natural e evitando a supressão vegetal no *campus*. As fotos a seguir exibem a implantação geral do *campus* da FUB (Fi-

gura 5A) e a usina solar instalada nas lajes de cobertura das edificações (Figura 5B) (Anexos 3, 4 e 5).

O último pavimento (Figura 5B) contempla jardins sobre lajes, captação de água, drenagens, átrios vazados e domus que captam ventilações e iluminações naturais, contribuindo para maior eficiência energética.

Bioclimatologia aplicada à arquitetura e ao urbanismo

Exemplo 6: Hospital do Aparelho Locomotor Sarah Kubitscheck, Salvador

O sistema de iluminação e ventilação naturais é composto de conjunto de galerias e sheds de cobertura responsáveis pelos resultados positivos alcançados em relação ao conforto ambiental e à eficiência energética dessa unidade hospitalar. Os *sheds* maximizam a convecção de ar e compõem a própria cobertura, contribuindo para maior eficiência energética. As galerias de ar autoportantes (tipo corneta) captam ventilações predominantes e abrigam circulações de manutenção e instalações hospitalares, dispensando o uso do ar-condicionado no hospital, com exceção do centro cirúrgico e do setor de imagens, evitando em praticamente toda a edificação sistemas de refrigeração artificial que emitem gases poluentes, como os CFCs, que agravam o efeito estufa. O mecanismo de ventilação natural elaborado por Lelé (1994) proporciona um fluxo vertical contínuo de ar de

baixo para cima por meio da associação do efeito de convecção e sucção, funcionando de acordo com dois princípios básicos: ventilação por convecção — o ar frio sobe conforme é aquecido — e ventilação por sucção — a massa de ar é sugada nos sheds pela corrente de ar externa. A velocidade da ventilação por sucção é acentuada pela insuflação de ar, impulsionada pelos ventos que cruzam os brises horizontais projetados pelo arquiteto. Os sistemas de ventilação natural, concebidos por Lelé, para os hospitais da Rede Sarah Kubitscheck estão ilustrados nos Anexos 1 e 2.

Aspectos positivos

O projeto bioclimático do hospital Sarah em Salvador dispensou o uso do ar-condicionado na edificação com exceção do centro cirúrgico e dos setores nos



Fonte: FUB, 2018.

Figura 5 – (A) Implantação geral da Freie Universität; (B) usina solar.

quais os equipamentos precisam funcionar em condições específicas, contribuindo para elevada eficiência energética da unidade, que, em 2004, apresentava um custo médio mensal de energia de 90 mil reais. Segundo Lelé (1994), caso o hospital tivesse climati-

Exemplo 7: Freie Universität Berlin

Os sistemas de iluminação e ventilação das edificações da universidade são compostos de átrios vazados, domus e claraboias, o que contribui para a redução do uso da energia elétrica no *campus*. Os domus e as claraboias caracterizam os sistemas zenitais, pois são materiais translúcidos que utilizam vidros e policarbonatos que permitem que a irradiação solar ilumine os

Visitas técnicas de campo

Ecologia industrial/economia circular

Exemplo 1: Departamento de História e Estudos Culturais da Freie Universität Berlin (LEJA, 2015)

A edificação, com área construída de 12.650 m², possui sistema construtivo composto de estruturas metálicas, peças em concreto, painéis de fibrocimento e por fachadas pré-fabricadas revestidas por estruturas de madeira em cedro com isolamentos de lã de rocha (isolamento termo acústico). A edificação identificada como mandril de madeira ou caramanchão de madeira reforça o conceito de sustentabilidade, fortalecendo a proposta de

Exemplo 2: Uso de fontes alternativas de energia na Freie Universität Berlin

Foram instalados sistemas fotovoltaicos nas lajes de cobertura das edificações com capacidade de gerar 675 KW de energia, o que corresponde a produção média de 600 mil KWh de energia elétrica, o suficiente para atender às necessidades anuais de consumo do departamento de ciências políticas e sociais ou de 150 residências com quatro pessoas. Conforme publicações da FUB em 2018, a universidade conta com duas usinas solares combinadas de calor e energia (CHP). A usina CHP instalada no jardim botânico funciona com biometano (FUB, 2018). As usinas solares têm uma produção elétrica total de 715 KW, o que gera 4,5 a 5 milhões de KWh de eletricidade por ano. As placas solares estão instaladas nos tetos das edificações, conforme foto ilustrada no Anexo 4, que exhibe o sistema construtivo modulado.

zação artificial, esse custo seria de 600 mil reais (GUIMARÃES, 2010). O arquiteto calculou que o consumo energético de um edifício climatizado artificialmente corresponde de 30 a 40% do custo total da obra (GUIMARÃES, 2010).

ambientes internos. A laje de cobertura (*green roof*) contempla: jardins sobre laje, salas de aulas, laboratórios, instalações, sistemas de drenagens, acessos de manutenções prediais e sistemas zenitais que proporcionam iluminações naturais e minimizam o uso da iluminação artificial no edifício, além do uso de fontes alternativas de energia por meio das usinas solares.

reaproveitamentos, na qual as peças podem ser trocadas com maior facilidade, em função da padronização e do sistema modular da edificação. A construção é do tipo seca e enxuta, com menor uso de água, baseada na montagem otimizada do sistema Lean Construction que evita desperdícios e geração de resíduos (FUB, 2015). Conforme, ilustrado no Anexo 3, que exhibe o sistema modular e a racionalidade construtiva.

Aspectos positivos

A FUB utiliza fontes de energia menos poluidoras de energia, gerando economia de energia primária de cerca de 23% segundo as usinas CHP e, em média, 2.800 toneladas métricas anuais de CO₂.

Aspectos negativos

Emissão de gases poluentes por processos industriais relacionados às estruturas metálicas utilizadas na pré-fabricação e montagem das edificações. Processos que utilizam aço, ligas metálicas ou processos industriais que contribuem com emissão sobretudo de óxido nitroso, halo carbonos, hexafluoretos de enxofre representam elevados potenciais de aquecimento global.

Exemplo 3: uso de fontes alternativas de energia na Universidade de São Paulo

A USP conseguiu economizar 305 mil reais ao ano em relação às despesas com energia no Campus Cidade Universitária, o que foi dos resultados do Programa de Uso Racional de Energia e Fontes Alternativas (PUREFA), realizado por meio do gerenciamento executado pelo

Instituto de Energia e Ambiente (IEE) com o objetivo de reduzir o consumo de energia elétrica, ampliar a participação de fontes alternativas na matriz energética da universidade e implantar políticas de incentivo ao uso eficiente e racional de energia, como mostra o Anexo 7.

Exemplo 4: Programa de Uso Racional da Água (PURA), Universidade de São Paulo

O Laboratório de Resíduos Químicos (LRQ) da USP São Carlos possui um entreposto de materiais e procedimentos exemplar, que além de servir como ferramenta de gestão para controle de descartes tóxicos e geren-

ciamento da logística reversa, possui instalações que contemplam reaproveitamento da água e reduções dos desperdícios, alcançadas pelo Programa de Uso Racional da Água (PURA).

Exemplo 5: reaproveitamento de água Programa Escola da Floresta

O Sítio São João em São Carlos, SP, contempla princípios da economia circular aplicados em espaços de ensino onde funciona o programa resultante de parcerias entre a USP, a UFSC, o Instituto de Tecnologia de Massachusetts (MIT) Cambridge, a Prefeitura de São Carlos e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, SP). Foram aplicadas tecnolo-

gias de reuso das águas cinzas, Wetlands, práticas de saneamento ambiental, irrigação com águas de reuso e práticas que utilizam a pedagogia do exemplo, tanto para a comunidade universitária como para alunos do ensino médio. Esse sítio serve de espaço de experimentação para pesquisas voltadas à agroecologia e ao saneamento ambiental;

Infraestrutura Verde

Exemplo 6: Masterplan Universidade de São Paulo, Campus Cidade Universitária e sistema de gestão ambiental

O *masterplan*, baseado em princípios do processo Alta Qualidade Ambiental (AQUA), tem elevado índice de permeabilidade e geração e rede de distribuição de energia fotovoltaica no campus, o que acarreta impacto reduzido. As usinas solares foram instaladas em lajes de cobertura e em áreas verdes que não pre-

judicam a permeabilidade e evitam supressões vegetais. Trocas de lições aprendidas (*networks*) por redes de conhecimento (REDE ARIUSA); Oficina de Projeto LabVerde para Implantação de Infraestrutura Verde no Campus Cidade Universitária da USP (PELLEGRINO; CASTAÑER, 2015).

Bioclimatologia aplicada à arquitetura e ao urbanismo

Exemplo 7: Projeto Bioclimático da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo

Situado no *campus* Cidade Universitária e elaborado pelo arquiteto João Batista Vilanova Artigas, o projeto dispensa uso de ar-condicionado e proporciona aos usuários do edifício: sistemas passivos de ventilação por meio das fachadas sombreadas e ventiladas, am-

plas esquadrias, basculantes superiores e cobertura (domus que se abrem e fecham), renovação do ar, ventilações cruzadas nos ambientes, redução do uso de iluminação artificial e conforto ambiental, como mostrado no Anexo 6.

Exemplo 8: Projeto Arquitetônico do Holzbau, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo

Projeto do departamento de história e estudos culturais da FUB de autoria do arquiteto Florian Nagler, inaugurado em 2015 e com área construída de 12.650 m²

(FUB, 2015). Foi realizado um concurso de arquitetura para a construção de um edifício inserido entre módulos edificados existentes no *campus*, para abrigar

setores do departamento de história e estudos culturais. O arquiteto otimizou o sistema modular existente, distribuindo os ambientes em três pavimentos.

Os sistemas de iluminação e de ventilação funcionam de modo ora passivo, ora mecanizado, a depender das condições climáticas, para garantir temperaturas adequadas ao conforto ambiental nos espaços administrativos e de ensino e aprendizagem, que contemplam salas de seminários, escritórios dos departamentos e salas de aulas. Foi concebido um sistema de ar condicionado natural baseado no resfriamento noturno que é acionado segundo programação automatizada de motores elétricos que permitem aberturas dos trechos retráteis das claraboias, dos domus e da cobertura das bibliotecas, para promover a retirada de ar quente do edifício e a renovação do ar interior. Foram criadas esquadrias com venezianas de vidro retráteis, acopladas aos caixilhos para equilibrar a temperatura interna do edifício e renovar o ar. A escada e as rampas permitem acessibilidade aos andares, facilitando a retirada de ar quente do interior do edifício, pois interligam as circulações comuns da edificação ao terraço. Os átrios vazados foram concebidos como pátios centrais para proporcionar espaços de convivência e de maior interação com as áreas externas, melhorando o índice lumínico nos espaços de ensino e minimizando o uso da iluminação artificial durante as atividades diurnas. No Anexo 5, está representado o conjunto de domus translúcidos que integram o sistema zenital, que contribui para redução do custo com iluminação dos ambientes. Os domus retráteis são programados para abrirem no período noturno para resfriarem naturalmente a edificação, contribuindo para o equilíbrio térmico do edifício e a redução do consumo energético.

Aspectos positivos

A FUB desenvolve inúmeras ações direcionadas a tornar o *campus* um laboratório de sustentabilidade. Entre as principais ações focadas na redução de impactos socioambientais, estão:

- Programa University Alliance for Sustainability (UAS) Spring Campus Conference (abr. 2018), que

Exemplo 9: Escola de Energia Zero- durante a visita à Universidade Tecnológica de Munique

O Projeto Escola Energia Zero Waldorf School Stuttgart (VOHLIDKA, 2018) foi apresentado pelo autor, professor

reuniu 144 pesquisadores, estudantes e especialistas em sustentabilidade de 14 países, 35 cidades e 42 universidades e instituições na FUB para debates sobre o tema: como a ciência e as universidades contribuem para a transformação da sustentabilidade? (University Alliance for Sustainability: Spring Campus, 2018)

- Programa Spring Campus, que envolveu 30 instituições de ensino superior de 15 países. No programa são desenvolvidos *workshops* sobre o papel das redes sociais na política de mudanças climáticas;
- Programas de incentivos às pesquisas por meio da troca de lições aprendidas em redes de conhecimento (networks) (University Alliance for Sustainability: Spring Campus, 2018). Equipes de sustentabilidade da FUB se reúnem para identificar ações direcionadas para tornar a universidade um laboratório vivo e uma comunidade de aprendizado, visando mais sustentabilidade. As equipes estão dedicadas a questões como: Podem ser instalados dispensadores adicionais de água potável no *campus*? Como a oferta de alimentos pode ser mais sustentável em conjunto com o Studierendewerk? Por exemplo, como usar mais ingredientes regionais? E o que a universidade pode fazer para promover a saúde e a mobilidade de seus funcionários? (UAS)
- Práticas de consumo consciente eficazes na FUB, como gestão à vista e publicação mensal de relatórios de consumo energético, visíveis à comunidade universitária, fixados nos murais de cada edificação. Os monitoramentos de consumo e de gestão são setorizados por módulos edificadas (FUB, 2018).
- Práticas construtivas detalhadas no projeto Holzbau im Großprojekt (LEJA, 2015).

Aspectos negativos

Nos processos construtivos de reformas dos módulos edificadas foram utilizados materiais que demandam emissões relevantes de CO₂, como é o caso da estrutura metálica, pois a produção do aço é uma das atividades da construção civil que mais gera impactos ambientais, considerando a emissão de CO₂ proveniente do processo industrial.

e arquiteto Phillip Vohlidka, que concebeu uma edificação escolar com a meta de consumo de 0,26 kW/m².

O arquiteto consultou os parâmetros de conforto para decidir o sistema construtivo. Em seguida, ele analisou as simulações dos índices de ecoeficiência por meio de programas computacionais nos quais são lançados os materiais, os sistemas pré-escolhidos e os respectivos parâmetros da região onde seria implantado o empreendimento (VOHLIDKA, 2018). Foi apresentada a pesquisa *Zukunftsfähiger Schulbau 12 Schulen Im Vergleich* (Prédio escolar sustentável: comparativo entre 12 escolas), na qual são analisados parâmetros que

Entrevistas

Durante as entrevistas foram realizados alguns questionamentos focados em identificar ações que elevaram o desempenho ambiental do *campus*. Conclui-se que mais importante que certificações ambientais é como ocorre o dia a dia em cada *campus*: quais são os princípios que

Diagnóstico sistêmico do campus no sul da Bahia

Aspectos construtivos

As edificações existentes no campus em estudo foram projetadas para funcionarem como centro de convenções e não como universidade, necessitando de adequações construtivas para proporcionar ambientes de ensino adaptados aos parâmetros de conforto ambiental referenciados. Os pavilhões identificados na Figura 6B abrigavam o Centro de Cultura e Eventos do Descobrimento, que integrava as obras inauguradas para comemoração dos 500 anos de chegada dos portugueses ao Brasil (ANTUNES *et al.*, 2018). O *campus* está implantado em um terreno de 211.412,175 m², conforme levantamento topográfico contratado pela UFSB, em uma zona identificada como área de expansão urbana no Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano (PDDU) atual.

Os edifícios ocupam a área de 16.768,37 m², que contempla:

- Portaria + Copa + Depósito;
- Pavilhão de Feiras/Exposições;
- Bloco Administrativo;
- Bloco de aulas I: Pórtico;
- Sala de Leitura;
- Pavilhão de Convenções: Bloco de aulas II;
- Restaurante e Ocas (convivência e ensino);
- Blocos de Serviços com Vestiários, Copa, Sala de Medidores, Depósitos e a Subestação;

embasam o projeto Escola Energia Zero, com base nos índices medidos em 12 escolas alemãs. Os autores correlacionam os indicadores: IQA por poluente, índice de qualidade do ar interno (QAI) das salas de aulas que potencializam a cognição, entre outros dados medidos nas 12 escolas, comparando esses números com os valores calculados por meio de simulações nos ambientes de ensino modelo projetados para a Escola Waldorf em Stuttgart (AUER; NAGLER; DJAHANSCHAH, 2017).

direcionam o SGA? Como são monitorados os consumos de água e energia? Quais os indicadores de desempenho ambiental do *campus*? Como é realizada a sensibilização sobre o consumo consciente, independentemente de a instituição ter ou não certificação ambiental?

- Laboratórios, conforme Figura 6B.

Aspectos positivos

A universidade apresenta boas condições de acessibilidade nas edificações, em um terreno praticamente plano e com pistas táteis. O bloco de aulas I (pórtico) apresenta salas com amplas esquadrias, orientadas de modo estratégico para captar ventos predominantes e basculantes maximizando as ventilações cruzadas. Foi desenvolvido o projeto do Núcleo Pedagógico II (em fase de construção) com átrio central, circulações integradas com as áreas externas, o que favorece os sistemas de ventilação e de iluminação naturais e minimiza o uso do ar condicionado. Para a cobertura desse edifício, foi desenvolvido o projeto de sistema fotovoltaico. É identificado um elevado potencial para requalificar os pavilhões de feiras (edifício nº 2) e convenções (edifício nº 6) para comportar maior número de salas adequadas aos parâmetros de conforto ambiental, preservando o jardim botânico existente.

Aspectos negativos

O Pavilhão de Convenções - bloco de aulas II (edifício nº 6) comporta um auditório central, compartimentos de instalações *fan coil* e salas de aulas sem ventilações cruzadas nem iluminações naturais suficientes para as atividades. Em função do corte

de verbas, a universidade optou por pequenas reformas, preservando as paredes estruturais e os compartimentos *fan coils*, compartimentos que abrigam máquinas de ar condicionado responsáveis por refrigerar a área central desse pavilhão, onde fica o auditório Monte Pascoal. Essa área foi subdividida para abrigar salas de aulas, que ficaram sem janelas amplas. Esses espaços de ensino possuem basculantes acima de portas de emergência, sem ventilações cruzadas, nem iluminação natural que minimizem o uso de iluminação artificial durante o dia para que sejam alcançados os níveis lumínicos exigidos de 500 *lux* para as tarefas visuais praticadas, conforme NBR 5413 (ABNT, 1992). No pavilhão faltam ciclovias e passeios externos acessíveis até a portaria, uma travessia mais segura para os pedestres que cruzam a rodovia BR 367 e instruções de uso das edificações para melhor desempenho ambiental dos edifícios.

Aspectos botânicos e ecossistêmicos

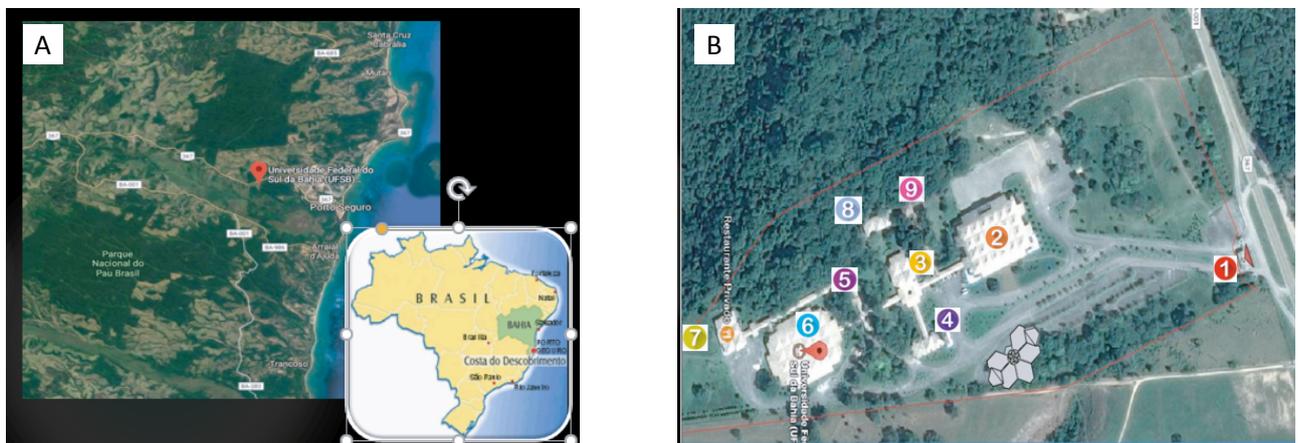
O Jardim Botânico Floras (JBFLORAS), existente no *Campus Sosígenes Costa*, é caracterizado por floresta ombrófila densa de terras baixas (ANTUNES *et al.*, 2018) ou por floresta dos tabuleiros (RIZZINI, 1997) e possui flora característica. Estão registradas 193 espécies, distribuídas em 142 gêneros e 53 famílias de angiospermas. Entre as endêmicas da mata atlântica, foram levantadas 15 espécies incluindo a *Crano-carpus mezii* (Leguminosae), restrita ao sul da Bahia

e ao norte do Espírito Santo. Em virtude de sua peculiaridade florística, é recomendada a conservação do remanescente encontrado na floresta dos tabuleiros (PINTO *et al.*, 2019).

Aspectos climatológicos

O clima tropical litorâneo quente e úmido (IBGE, 2017) apresentava, em fevereiro, a temperatura máxima média de 29°C no período mais quente e a mínima média de 23°C (INMET, 2018). O período crítico de desconforto ambiental compreende os meses de janeiro e fevereiro, período no qual a taxa de umidade alcança valores entre 95 e 98% (INMET, 2018), causando sensação de mal-estar, dificuldade de concentração e predisposição a doenças, pois a taxa de umidade relativa do ar supera 80%. Para melhorar o desconforto causado pelo excesso de calor e umidade, são recomendáveis eficazes sistemas de ventilação natural para aproveitar os ventos predominantes nas direções nordeste, leste, sudeste e sul, conforme Rosa dos Ventos de Porto Seguro (INMET, 2018; GBS, 2019).

Em relação à média anual de irradiação solar diária em Porto Seguro, alguns estudos avaliaram as possibilidades de instalação de um sistema fotovoltaico que atenda às demandas do CSC com impactos reduzidos. No primeiro estudo (Quadro 1A), foi considerada a opção de instalação dos painéis solares em telhados existentes do *campus* em estudo: sistema fotovoltaico em Porto Seguro, com média anual de seis horas de insolação diária. Para o segundo estudo (Quadro 1B),



Fonte: GOOGLE EARTH, 2019.

Figura 6 – (A) Localização do Campus Sosígenes Costa. (B) Implantação atual. Foi representado o Núcleo Pedagógico II em fase de construção abaixo do edifício nº 4.

A		B	
Quantidade de painéis (Axitec AXIpremium 300Wp 60 Mono (AC-xxxM/60S))	1.250	Qte. painéis (Axitec AXIpower 370 Wp e outro(s))	912
Qte. De inversores (SMA STP 50-40)	6	Qte. De inversores (Fronius Eco 27.0-3)	10
Superfície	2075 m ²	Superfície	1824m ²
Potência instalada	375,0 kWp	Potência instalada	337,4 kWp
Consumo antes da instalação/ mês 9- taxa mínima)	43.070 kWh	Consumo antes da instalação/ mês (- taxa mínima)	43.070 kWh
Produção estimada por mês	47.37 kWh	Produção estimada por mês	47.417 kWh
Produção de energia / necessidade*	101%	Produção de energia / necessidade*	100%
Investimento (valor à vista)	R\$1.481.600,67	Investimento (valor à vista)	R\$1.325.118,47
Preço (R\$/Wp)	3,95	Preço (R\$/Wp)	3,93
Período para fluxo de caixa positivo	4,3 anos	Período para fluxo de caixa positivo	3,5 anos
Economia da eletricidade em 10 anos	R\$ 4.156.111,46	Economia da eletricidade em 10 anos	R\$ 4.646.007,32
Lucro estimado depois de 25 anos	R\$ 15.147.411,71	Lucro estimado depois de 25 anos	R\$ 17.738.485,82

Fonte: OGONOVSKY, 2018 *apud* SANTOS, 2019.

Quadro 1 – Viabilidades para gerar energia solar em (A) Porto Seguro e em (B) Barreiras.

foi escolhida a cidade de Barreiras, localizada no oeste Baiano, onde se encontram as melhores médias anuais de insolação diária do país (PEREIRA *et al.*, 2017; TIBA, 2000).

O estudo comparativo de viabilidades demonstrou que a alternativa B — sistema fotovoltaico em Barreiras — é a mais adequada, pois é necessária menos quantidade de painéis fotovoltaicos, o que representa economia

superior a 156 mil reais. As contas de luz pagas à Companhia de Eletricidade do Estado da Bahia (Coelba) e os respectivos consumos energéticos demonstram que a instituição teve uma despesa superior a 399 mil reais em 2018. Essa despesa pode ser reduzida para a taxa mínima da Coelba com o uso da energia solar, o que poderá representar uma economia anual superior a 300 mil reais. Em dez anos a instituição poderá ter uma economia de energia superior a 4 milhões de reais.

Plano de ações

Diretrizes gerais para o sul da Bahia- ações para melhorar o desempenho ambiental dos espaços de ensino

Método integrador de projetos com impactos reduzidos

Propõe-se um modo de projetar que considera o planejamento arquitetônico baseado na integração dos projetos arquitetônicos e complementares, organizados em um fluxograma que compreende:

- diagnóstico sistêmico multidisciplinar da área de estudo;
- *masterplan*;
- metas de ecoeficiência dos edifícios e monitoramentos dos parâmetros de conforto ambiental e saúde dos usuários;
- modelagem orientada para a construção por meio da plataforma BIM, interligada com programas computacionais que simulam índices de desempenho ambiental, como por exemplo, o Energy Plus;
- gestor de custos integrado;
- gerenciador do ciclo de vida para operação do edifício. Um dos grandes diferenciais desse modo de projetar é simular por meio de softwares índices de eficiência energética e indicadores de desempenho ambiental para saber o que se deseja alcançar em relação às metas de redução dos impactos integrados;

Projetos bioclimáticos, inclusivos e multidisciplinares associados às tecnologias ambientais

- Flexibilidade dos sistemas passivos e ativos de ventilação e iluminação dos edifícios: para que os sistemas de ventilação e iluminação sejam acionados no modo ativo apenas em situações específicas, como no caso dos laboratórios que exigem temperaturas mais baixas ou em dias mais quentes, quando o sistema mecanizado pode ser acionado, utilizando energia fotovoltaica lançada na rede de distribuição pela Coelba. Flexibilizar a fonte de energia que alimenta possíveis sistemas mecanizados por meio do uso de energias mais limpas com impactos reduzidos (fotovoltaica, por exemplo). Pode ser avaliado o uso alternativo de exaustores eólicos para retirada do ar quente dos edifícios;
- Uso de fontes alternativas de energia que reduzam impactos e gerem economia para a instituição;
- SGA participativo: propõe-se incorporar práticas de consumo consciente, manual de uso racional e de operação do edifício, parâmetros de saúde e de conforto ambiental, indicadores de melhor desempenho ambiental do edifício, medições setorizadas para facilitar rotinas de monitoramento e definição de metas para cada edifício (Gestão à vista), visando envolver maior número de usuários para torná-los agentes multiplicadores de boas práticas, firmando a responsabilidade de cada um ser parte do resultado que qualifica a instituição em relação à sustentabilidade;
- Reduzir a emissão de GEE: propõe-se minimizar ou eliminar o uso do ar-condicionado, estimular transportes alternativos não poluentes e planejar ciclovias e acessibilidade no *campus*;
- Realizar diagnóstico multidisciplinar: definir indicadores de desempenho ambientais e estabelecer metas de consumos × custo (R\$) por usuário ou pela área (m²) em *software* capaz de auxiliar a gestão de custos;
- Saneamento ambiental com segregação das águas: analisar a viabilidade e as legislações para construção de ETACs. Analisar tecnologias de reuso adequadas, utilizando pátios descobertos com pavimentos drenantes, drenagens circulantes e reaproveitamento de água nos laboratórios;
- Indicadores de desempenho ambiental aplicáveis às edificações no Sul da Bahia: configuração e infraestrutura; (2) energia e mudança climática; (3) desperdício (gestão dos materiais); (4) água; (5) transporte; (6) educação e pesquisa; (7) alimentação; (8) redes de conhecimento e (9) gestão ambiental (10) gestão do conhecimento compartilhado em rede. São recomendados programas de uso racional da água, de eficiência energética e de fontes alternativas de energia com impactos reduzidos em universidades, baseados nos aprendizados anteriores adquiridos na USP (PURA) e na UFBA, Laboratório de Tecnologias Limpas (TECLIM — Programa ÁGUAPURA).

Estratégias de projetos e ações recomendadas para o Campus Sosígenes Costa

No processo de expansão desse campus, é recomendável que sejam esgotadas as oportunidades de requalificar áreas construídas já impermeabilizadas para abrigar novos espaços da universidade em dois pavimentos no pavilhão de Feiras e no de Convenções, já que o PDDU permite construções de até dois pavimentos, para evitar supressões vegetais:

- Requalificações bioclimáticas nos pavilhões de convenções e de feiras: proporcionar maior número de espaços de ensino adequados às condições de saúde e aos parâmetros de conforto ambiental favoráveis à boa capacidade cognitiva, dispensar e/ou reduzir o uso do ar-condicionado nas edificações, contribuir para a redução dos GEE, promover o uso de energia solar, diminuir despesas operacionais e impulsionar maior economia no *campus*;
- Infraestrutura de impactos reduzidos: revisar as instalações do CSC existentes para conceber um masterplan que contribua para: a segregação das águas, o reúso das águas cinzas e a aplicação de tecnologias ambientais;
- São recomendadas reformas que contemplem átrio e praças centrais.
- Sistemas de iluminação e ventilação naturais mais eficazes: permitir maior retirada do ar quente do interior do edifício com aberturas retráteis e renovação do ar que contempla um projeto específico de esquadrias de fácil manuseio (exemplo: basculantes que abrem 180º com manuseios programados) para as salas de aulas do pavilhão de convenções. Devem ser potencializados os vãos de abertura para que os níveis de iluminância recomendados não dependam da iluminação artificial durante o dia. Para desenvolver a requalificação ambiental desse pavilhão, devem ser verificados os níveis de iluminância por classe de trabalho visual (ABNT, 2013);
- Edifícios com maior eficiência energética e renovação do ar: construções que minimizem ou eliminem o uso do ar condicionado; retirada dos carpetes das paredes-divisórias do centro de convenções, pois são materiais porosos que retêm umidade, poeira e impurezas do ar que não devem ser encontrados nesses pavilhões; projetos passivos que eliminem os compartimentos existentes (*fan coils*) que abrigam as condensadoras.

CONCLUSÕES

Para se aproximar da sustentabilidade, além de desenvolver projetos de baixo impacto, é necessário envolver a comunidade universitária, para despertar o sentido de pertencimento e torná-los agentes multiplicadores de boas práticas, que adotem consumos conscientes, gerando maior economia para instituições federais de ensino que poderão contribuir para a conservação e renovação dos recursos ainda disponíveis no Brasil. Os resultados se multiplicam por meio da educação

Os projetos integradores de impactos reduzidos dependem das escolhas realizadas no início do processo criativo e podem transformar realidades, melhorar condições de saúde e qualidade de vida dos usuários nos empreendimentos, conservar e renovar os recursos naturais e preservar a biodiversidade. Projetos bioclimáticos aliados aos programas de sensibilização para o consumo consciente podem ser utilizados pelos projetistas para sensi-

bilizar as pessoas a usarem os edifícios de modo racional, usar e gerar energias com base em fontes alternativas, evitar desperdícios, minimizar ou eliminar soluções de climatização artificial, reduzir as emissões dos GEE, contribuindo positivamente para o ciclo do nitrogênio, reaproveitar materiais e recursos locais e contribuir para os ciclos técnicos e biológicos.

Em locais de clima tropical quente e úmido, como o sul da Bahia, as temperaturas médias e os ventos predominantes contribuem para que sejam alcançados os parâmetros de conforto sem o uso de climatização artificial. Em virtude do elevado potencial educador do *campus* universitário, é recomendável que o ambiente de ensino seja concebido para ser exemplo de um lugar onde usuários se tornem agentes multiplicadores de boas práticas para reduzir impactos. Quando alguém vivencia e pratica ações que reduzem impactos negativos des-

de a hora em que acorda, em todo o seu cotidiano, nos momentos em que ela ingressa no ambiente de ensino até o fim, ela conseguirá ensinar e aprender como se aproximar da sustentabilidade. Em universidades nacionais e internacionais, é visível que os investimentos em tecnologias ambientais perdem o sentido quando os usuários não repensam a sua função social e o seu modo de consumir nos espaços de convivência. A conquista de resultados positivos direcionados à sustentabilidade em qualquer local depende do esforço social conjunto de todos envolvidos.

O cenário econômico de contingenciamento de verbas no país impacta as instituições públicas de ensino e reforça a necessidade de reduzir as despesas operacionais das suas sedes. Implantações de centros de expertise em energias com base em fontes alternativas de baixo impacto podem contribuir

para o avanço das pesquisas direcionadas à sustentabilidade e à implementação de ações que gerem maior economia para as instituições. Em um campus universitário é possível sensibilizar os usuários a praticarem o consumo consciente por meio da pedagogia do exemplo diário, praticada por professores, alunos e funcionários, contagiando visitantes e transformando-os em agentes multiplicadores que podem replicar boas práticas por onde passarem. Por meio do esforço social conjunto, é possível melhorar o cenário atual. Os aprendizados precisam sair das salas de aulas para aproximar as pessoas da sustentabilidade, formando agentes multiplicadores que contribuam para a preservação dos recursos naturais por meio de boas práticas nos ambientes de aprendizagem, os quais cumprirão o seu papel de ensinar, pois serão o exemplo.

AGRADECIMENTOS

Agradecimentos aos colaboradores da pesquisa: à coordenação do *Campus Sosígenes Costa*; aos professores e colegas da UFSB; aos colegas Aline Argôlo, Andressa Tavares e Victor Porto; à equipe responsável pelo Programa ÁGUAPURA do Laboratório de Tecnologias Limpas da Escola Politécnica da UFBA (TECLIM); aos professores da USP Marcelo Roméro, Roberta Kronka Mulfarth, Tadeu Malheiros e Maria Olímpia Rezende; a Flávio Marchesin, responsável pelo programa Escola da Floresta

(Sítio São João-São Carlos); a Wilson Tadeu Silva (EMBRAPA SP), à Freie Universität Berlin, as entrevistas e visitas técnicas guiadas, os aprendizados e os resultados compartilhados com o apoio dos professores Andreas Wanke, Wolfgang Ackermann, Katrin Risch e Melanie Quiltz e ao Arquiteto Phillip Vohlidka, docente da Universidade Tecnológica de Munique, a apresentação do projeto Escola Waldorf School Energia Zero, desenvolvido para Stuttgart, na Alemanha.

REFERÊNCIAS

AFLALO GASPERINI ARQUITETOS. *Eldorado Business Tower com certificação Leed PLATINUM*. 2009. Disponível em: <<https://aflalogasperini.com.br/blog/project/eldorado-business-tower/>>. Acesso em: ago. 2019.

AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS (USEPA). *Plano de desempenho de sustentabilidade estratégica 2015*. Washington, D.C.: EPA, 2015. p. 29-44. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/201511/documents/epa_strategic_sustainability_performance_plan_2015.pdf>. Acesso em: ago. 2018.

ANDROPOGON ASSOCIATES. *Masterplan Sidwell Friends School: Certificação Leed Platinum*. Andropogon, 2007. Disponível em: <<https://www.asla.org/sustainablelandscapes/sidwell.html>>. Acesso em: ago. 2019.

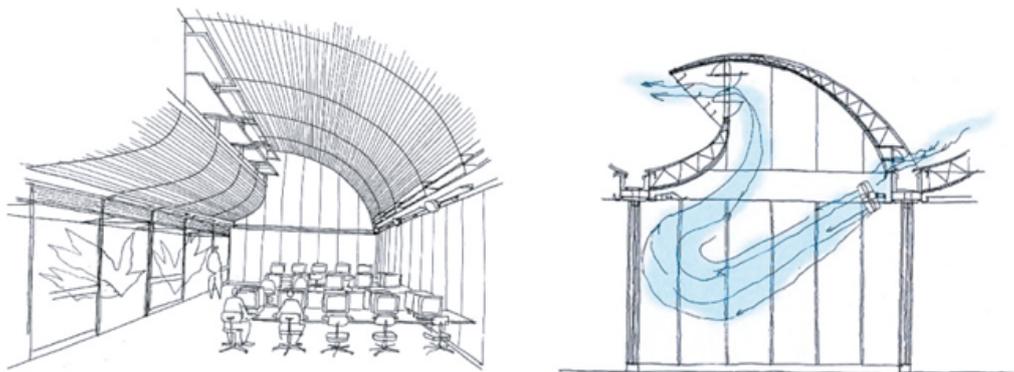
- ANTUNES, T.J.; SANTOS, V.C.; PINTO, A.C.; COSTA, C.B.N.; COSTA, J.A.S. Plantas Ornamentais do *Campus* Sosígenes Costa: características ecológicas e culturais. In: ENCONTRO REGIONAL DE BOTÂNICOS DE MINAS GERAIS, BAHIA E ESPÍRITO SANTO, 38., 2018. *Anais...* Porto Seguro, 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 15220-3: Desempenho Térmico das Edificações-Parte 3: Zoneamento bioclimático brasileiro*. Rio de Janeiro: ABNT, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR ISO/ CIE 8995-1: Iluminação de ambientes de trabalho*. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.
- AUER, T.; NAGLER, F.; DJAHANSCHAH, S. *Zukunftsfähiger Schulbau 12 Schulen Im Vergleich*. TUM, 2017.
- BENEDICT, M.A.; MCMAHON, E.T. *Green infrastructure: Linking landscapes and communities*. Washington, D.C.: Island Press, 2006.
- BESSA, V.M.T. *Contribuição à metodologia de avaliação das emissões de dióxido de carbono no ciclo de vida das fachadas de edifícios de escritórios*. 263f. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia de Construção Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- BOGO, A.; PIETROBON, C.E.; BARBOSA, M.J.; GOULART, S.; PITTA, T.; LAMBERTS, R. Bioclimatologia aplicada ao projeto de edificações visando o conforto térmico. Florianópolis: UFSC, 1994. Disponível em: <http://www.labee.ufsc.br/sites/default/files/publicacoes/relatorios_pesquisa/RP_Bioclimatologia.pdf>. Acesso em: jun. 2018.
- FREIE UNIVERSITÄT BERLIN (FUB). *Projeto do Departamento de História e Estudos Culturais por Florian Nagler Architekete*. Berlin: FUB, 2015. Disponível em: <https://www.fu-berlin.de/presse/informationen/fup/2015/fup_15_111-neubau-kleine-faecher/index.html>. Acesso em: nov. 2018.
- FREIE UNIVERSITÄT BERLIN (FUB). *Sustainability Report 2018*. Berlin: FUB, 2018. p. 9-57.
- GIVONI, B. Comfort, Climate Analysis and Building Design Guidelines. *Energy and Buildings*, v. 18, p. 11-23, 1992. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/330858579/GIVONI-Comfort-Climate-Analysis-and-Building-Design-Guidelines>>. Acesso em: nov. 2018.
- GONÇALVES, R.F.; KELLER, R.P.; FRANCI, T.K. Análise comparativa das práticas de reuso de água cinza em edificações urbanas na Alemanha e no Brasil. *Revista DAE*, v. 67, n. 217, 2019. Disponível em: <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_217_n_1779.pdf>. Acesso em: mar. 2019. <http://doi.org/10.4322/dae.2019.024>
- GOOGLE EARTH. *Mapa: Localização do Campus Objeto de Estudo*. Disponível em: <[https://www.google.com.br/maps/place/Universidade+Federal+do+Sul+da+Bahia+\(UFSE\)+Campus+Sos%C3%ADgenes+Costa/](https://www.google.com.br/maps/place/Universidade+Federal+do+Sul+da+Bahia+(UFSE)+Campus+Sos%C3%ADgenes+Costa/)>. Acesso em: mar. 2019.
- GREEN BUILDING STUDIO (GBS). *Autodesk Program*. Rosa dos ventos em Porto Seguro. Disponível em: Programa Green Building Studio. Acesso em: mar. 2019.
- GRIMM, A.M. *Meteorologia Básica*. Índices de Desconforto Humano. Disponível em: <<http://fisica.ufpr.br/grimm/aposmeteo/>>. Acesso em: jun. 2018.
- GUIMARÃES, A, G, L. *A obra de João Filgueiras Lima no contexto da cultura da arquitetura contemporânea*. Tese (Doutorado) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/2/2136/tde-26112008-073857/pt-br.php>>. Acesso em: nov. 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias*. IBGE, 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/regioes_geograficas>. Acesso em: 13 dez. 2018.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Estações meteorológicas e dados de Porto Seguro-BA*. INMET, 2018. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: abr. 2019.
- LAMBERTS, R.; DUTRA, L.; PEREIRA, F.O.R. *Eficiência Energética na Arquitetura*. Florianópolis: LABEEE UFSC, 2016.

- LEJA, M.A. Freie Universität Berlin – Holzbau im Großprojekt. In: EUROPÄISCHER KONGRESS EBH, 2015. *Anais...* 2015. Disponível em: <http://www.forum-holzbau.com/pdf/26_EBH_15_Leja.pdf>. Acesso em: 01 nov. 2019.
- LELÉ, João Filgueiras Lima: Lelé. 1994. Disponível em: <http://www.fau.usp.br/arquivos/disciplinas/au/aut0270/Aula%206_AUT_270_Lele_Conforto.pdf>. Acesso em: nov. 2018.
- LUKJANTCHUKI, M.; CAIXETA, M.C.B.F.; FABRICIO, M.M.; CARAM, R. A construção dos hospitais da Rede Sarah: uma tecnologia diferenciada através do Centro de Tecnologia da Rede Sarah- CTRS. *Vitruvius*, 2011. Disponível em: <<https://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/12.134/3975>>. Acesso em: set. 2019.
- MUSEU DA CASA BRASILEIRA. *A Arquitetura de Lelé: Fábrica de Invenção*. São Paulo: IMESP; Museu da Casa Brasileira, 2010. Disponível em: <<https://mcb.org.br/pt/programacao/exposicoes/a-arquitetura-de-lele-fabrica-e-invencao-itinerancia-em-salvador-ba/>>. Acesso em: nov. 2018.
- OLGYAY, V. *Design with climate: bioclimatic approach to architectural regionalism*. 4. ed. Nova Jersey: Princeton University Press, 1973.
- PELLEGRINO, P., CASTAÑER, C. Oficina de projeto do LabVerde para implantação de infraestrutura verde no Campus USP - Cidade Universitária. *Revista LabVerde*, São Paulo, n. 9, p. 165-171, 2015. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i9p165-171>
- PEREIRA, D.C.L. *Modelos físicos reduzidos: uma ferramenta para avaliação da iluminação natural*. 246f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- PEREIRA, E.B.; MARTINS, R.F.; GONÇALVES, A.R.; COSTA, R.S.; LIMA, F.J.L.; RÜTHER, R.; ABREU, S.L.; TIEPOLO, G.M.; PEREIRA, S.V.; SOUZA, J.G. *Atlas brasileiro de energia solar*. 2. ed. São José dos Campos: INPE, 2017. Disponível em: <<http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34P/3PERDJE>>. Acesso em: jan. 2019.
- PINTO, A.C.; ANTUNES, T.J.; SANTOS, V.C.; COSTA, C.B.N.; COSTA, J.A.S. Composição florística de um fragmento de floresta no Corredor Central da Mata Atlântica, Sul da Bahia, Brasil. *Paubrasilia*, v. 2, n. 2, 2019.
- RIBEIRO, F.M.; KRUGLIANSKAS, S. A Economia Circular no contexto europeu: Conceito e potenciais de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 16., 2014, São Paulo. *Anais...* São Paulo, 2014.
- RIZZINI, C.T. *Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos*. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições, 1997. 747 p.
- SANTOS, C.R. *Estratégias de projeto para melhores desempenhos ambientais nos espaços de ensino: estudo de caso na UFSB em Porto Seguro*. 112f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Sul da Bahia, Porto Seguro, 2019.
- SATISH, U.; MENDELL, M.J.; SHEKAR, K.; HOTCHI, T.; SULLIVAN, D.; STREUFERT, S.; FISK, W.J. Is CO₂ an Indoor Pollutant? Direct Effects of Low-to-Moderate CO₂ Concentrations on Human Decision-Making Performance. *Environmental Health Perspectives*, v. 120, n. 12, p. 1671-1677, 2012. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3548274/>>. Acesso em: mar. 2019. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.1104789>
- TIBA, C. *Atlas Solarimétrico do Brasil: banco de dados solarimétricos*. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2000. 111p.
- TRIGO, C.C. *Pré-fabricado em argamassa armada: material, técnica e desenho desenvolvidos por Lelé*. 162f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.
- UNIVERSITY ALLIANCE FOR SUSTAINABILITY (UAS). *Boas práticas registradas em rede de conhecimento*. Disponível em: <<https://www.fu-berlin.de/en/sites/uas/index.html>>. Acesso em: 1º nov. 2019.
- UNIVERSITY ALLIANCE FOR SUSTAINABILITY. In: Spring Campus, 3., 2018, Berlim. *Anais...* Berlim: Freie Universität Berlin (FUB), 2018.
- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (USP). *Anuário estatístico*. São Paulo: USP, 2018. Disponível em: <<https://uspdigital.usp.br/anuario/AnuarioControle>>. Acesso em: set. 2018.

U.S. GREEN BUILDING COUNCIL (USGBC). *Projects: Rochaverá Corporate Towers*. USGBC, 2009. Disponível em: <<https://www.usgbc.org/projects/rochavera-corporate-towers-torre-b>>. Acesso em: ago. 2019.

VOHLIDKA, P. *Waldorf School Stuttgart Uhlandshöhe Project*. Stuttgart: TUM, 2018. Disponível em: <<https://www.tum.de/>>. Acesso em: out. 2018.

ANEXOS



Fonte: MUSEU DA CASA BRASILEIRA, 2010.

Anexo 1 – Sistemas de ventilação, concebidos por Lelé, para os hospitais da Rede Sarah Kubitscheck.



Fonte: LELÉ, 1994.

Anexo 2 – Sistema de ventilação natural com galerias de ar, esquadrias e venezianas concebidas por Lelé para o Hospital Sarah Salvador, BA.



Fonte: FUB, 2018.

Anexo 3 – Freie Universität Berlin. Fachada que minimiza desperdícios: modulação e racionalidade.



Fonte: FUB, 2018.

Anexo 4 – Usina solar na laje de cobertura da Freie Universität Berlin.



Fonte: FUB, 2018.

Anexo 5 – Sistemas zenitais: domus e instalações no teto verde da Freie Universität Berlin.



Anexo 6 – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo (FAU, USP): sistemas de iluminação e ventilação natural concebidos pelo arquiteto Artigas.



Anexo 7 – Usina fotovoltaica no campus Cidade Universitária, Instituto de Energia e Ambiente (IEE) da Universidade de São Paulo.

Este é um artigo de acesso aberto distribuído nos termos de licença Creative Commons.



DESENVOLVIMENTO DE CITRONELA (*CYMBOPOGON WINTERIANUS*) IRRIGADA COM ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO E COM ÁGUA DE ABASTECIMENTO

CITRONELLA (*CYMBOPOGON WINTERIANUS*) DEVELOPMENT
IRRIGATED WITH TREATED DOMESTIC WASTEWATER AND SUPPLY WATER

Gabriel Vidal Gaspar 

Mestre em Engenharia Civil, área de concentração Saneamento Ambiental, pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Francisco Marcus
Lima Bezerra** 

Doutor em Irrigação e Drenagem. Professor titular do Departamento de Engenharia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Francisco Suetônio
Bastos Mota** 

Doutor em Saúde Ambiental. Professor titular do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

Endereço para correspondência:

Gabriel Vidal Gaspar – Rua Tibúrcio Cavalcante, nº 2559 B – Bairro Dionísio Torres – CEP: 60125-101 – Fortaleza (CE), Brasil – E-mail: gabrieltgaspar_@hotmail.com

Recebido em: 16/09/2019

Aceito em: 13/03/2020

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento de capim-citronela (*Cymbopogon winterianus*) irrigado com água de abastecimento fornecida pela concessionária (TA), esgoto doméstico tratado, após a adição de cloro (TB), e esgoto doméstico tratado, antes da adição de cloro (TC). Utilizou-se o efluente de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) do tipo reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA). A irrigação, com cada efluente, foi realizada em sete vasos, cada vaso com duas mudas do vegetal, totalizando 14 plantas. Analisaram-se: índice de clorofila nas folhas (IC); teor de massa seca (MS); teor de massa inerte (MI). Para o IC, os resultados, em Soil Plant Analysis Development (SPAD), foram: 18 (TA), 31,73 (TB) e 37,03 (TC). Para o MS, os resultados, em %m/m, foram: 86,14 (TA), 83,75 (TB) e 82,18 (TC). Para o MI, os resultados, em %m/m, foram: 2,25 (TA), 1,71 (TB) e 1,63 (TC). Percebeu-se que plantas regadas com efluentes tratados apresentaram visualmente um melhor desenvolvimento foliar e tonalidade mais escura de verde. O efluente oriundo do tratamento TC proporcionou a maior produção de clorofila, indicando um maior potencial de aproveitamento. O tratamento TA proporcionou a produção de maiores quantidades de massa seca e de massa inerte.

Palavras-chave: reúso de água; reator anaeróbio de fluxo ascendente; clorofila; massa seca; massa inerte.

ABSTRACT

This work aimed to evaluate the development of citronella grass (*Cymbopogon winterianus*) irrigated with water supplied by the concessionaire (TA); treated domestic sewage, after the addition of chlorine (TB); and treated domestic sewage, before adding chlorine (TC). The effluent used came from an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), treatment plant. The irrigation, with each effluent, was carried out in seven pots, each pot with two seedlings of the plant, totaling 14 plants. The following were analyzed: chlorophyll index in the leaves (CI); dry mass (DM) content; inert mass (IM) content. For the CI, the results, in SPAD, were: 18 (TA), 31.73 (TB) and 37.03 (TC). For the MS, the results, in % w / w, were: 86.14 (TA), 83.75 (TB) and 82.18 (TC). For the IM, the results, in % w / w, were: 2.25 (TA), 1.71 (TB) and 1.63 (TC). We noticed that plants watered with treated effluents visually showed better leaf development and a darker shade of green. We discovered that the effluent from the TC treatment provided the highest production of chlorophyll, indicating a greater potential for use. The TA treatment provided the production of larger amounts of dry and inert mass.

Keywords: water reuse; upflow anaerobic sludge blanket; chlorophyll; dry mass; inert mass.

INTRODUÇÃO

De acordo com o escritório brasileiro da Organização das Nações Unidas (ONU, 2019), cerca de 35 milhões de brasileiros não têm acesso à água potável. Para tentar garantir disponibilidade hídrica a todos, por meio do manejo sustentável da água e do acesso ao saneamento básico, a ONU criou o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável nº 6 (ODS 6). Uma das alternativas para o melhor aproveitamento dos recursos hídricos é o reúso de efluentes tratados para a irrigação.

De acordo com Jaramillo e Restrepo (2017), o uso seguro de esgoto como uma fonte alternativa de água para irrigação constitui uma estratégia reconhecida de utilização eficiente de recursos hídricos para o controle da poluição, o que tem ganhado relevância em todo o mundo, especialmente em países onde há escassez de recursos hídricos.

Oliveira-Andreoli *et al.* (2019) afirmam que o planejamento dos condicionantes hídricos regionais é uma boa 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.

No Brasil, a escassez de água tem conduzido à implantação de projetos de reúso de efluentes no semiárido, os quais têm como desafio a busca de alternativas de convivência com a seca, proporcionando melhorias em questões sociais. Nesse contexto, o reúso agrícola planejado de água apresenta-se como uma oportunidade de valorização da atividade agrícola (SCHAERBARBOSA; SANTOS; MEDEIROS, 2014).

Segundo Dornelles *et al.* (2017), os resíduos orgânicos são excelentes fontes de nutrientes e sua incorporação na agricultura, amparada por legislação, poderá contribuir para a melhoria das qualidades física, química e biológica do solo.

De acordo com Dominical (2018), a aplicação de efluentes tratados aporta quantidades maiores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, ferro, manganês, além de sódio e cloro, quando comparada com a aplicação com água convencional de irrigação. Dessa forma, a água de reúso, quando empregada num sistema fechado de irrigação, pode ser utilizada para a produção de hortaliças, frutas, plantas medicinais e outros tipos de alimentos por apresentar boa quantidade de nutrientes (SANTIAGO, 2012).

Muito utilizada nas tradições populares, uma das plantas que podem ser irrigadas com água de reúso em projetos de impacto social é a citronela, pois experimentos de Thomas-Connor e Adetunde (2016) demonstraram que as plantas de citronela serviram para retardar o crescimento de mosquitos onde foram cultivadas e também funcionaram como preventivo da incidência de malária entre as pessoas da área estudada.

O capim-citronela, ou apenas citronela (*Cymbopogon winterianus*), pertence à família Poaceae, subfamília Panicoideae, e é originária do Ceilão e da Índia. Ela é uma planta herbácea, perene, cespitosa, podendo chegar a um metro de altura. As folhas são amplexicaules, linear-lanceoladas, ásperas nas duas faces e com bordo cortante (COUTO, 2006).

Atualmente, o óleo de citronela é uma das substâncias mais presentes em formulações repelentes de insetos, além disso, é crescente o número de velas e incensos que a utilizam como repelentes ambientais (BUENO; ANDRADE, 2010), o que torna essa planta fundamental para a disseminação de técnicas de combate ao mosquito transmissor de doenças, visto que já é utilizada e conhecida.

Os óleos essenciais podem ser compreendidos como compostos muitas vezes aromáticos, voláteis, que conferem o aroma nas plantas, na maioria das vezes constituídos de moléculas de natureza terpênica, formados principalmente por monoterpenos e sesquiterpenos, comumente encontrados em folhas e flores (BRASIL, 2006; MORAIS, 2006).

De acordo com experimentos de Santos, Piccoli e Tebaldi (2017), o citronelol e o citral, ambos encontrados no óleo essencial de citronela, apresentaram maior potencial antimicrobiano quando comparados com outros óleos conhecidos, como canela, orégano e carvacrol. Além disso, estudos terapêuticos avançados consideraram o uso sistemático e controlado do óleo de citronela como um agente antifúngico, um agente antiparasitário, um potente repelente de mosquitos e um agente antibacteriano (WANY *et al.*, 2013).

Nos experimentos de Carneiro (2015), formulações não laboratoriais de loções com óleo de citronela a 5% v/v apresentaram índice de repelência de mosquitos de 90,52%, o que demonstra eficácia considerável

da utilização de produtos à base de citronela para afastar os mosquitos transmissores dessas doenças. Segundo Aranha, Silva e Peixoto (2014), as formas repelentes também se estendem a desinfetantes para o uso doméstico, feitos com base na trituração das folhas e embebição em álcool.

Estudos sobre a eficácia dos compostos da planta também têm sido realizados com citronelal isolado. A aplicação tópica de citronelal em moscas adultas (*Musca domestica*) foi relativamente efetiva comparando-se com outros monoterpenos, cetonas e álcoois extraídos de menta ou canela. A concentração letal média (CL_{50}) foi de 60 gramas de citrolenal por inseto (BAKER; GRANT; MALAKAR-KUENEN, 2016).

Pesquisa realizada por Pinheiro *et al.* (2013) indicou que o óleo essencial de *Cymbopogon winterianus*, mesma

espécie utilizada neste trabalho, a 1% ($m v^{-1}$), causou a mortalidade de *F. schultzei* e *M. persicae*, ambos insetos, em 34,3 e 96,9%, respectivamente, mostrando-se promissor para o desenvolvimento de inseticidas.

De acordo com Tawatsin *et al.* (2001), é comprovada a ação repelente do óleo do capim-citronela sobre os mosquitos vetores *Aedes aegypti*, *Anopheles dirus* e *Culex quinquefasciatus*, demonstrando que a utilização dessa planta no combate à disseminação dos transmissores de dengue, zica e febre chikungunya pode ser uma boa estratégia para diminuir o número de casos.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o desenvolvimento do capim-citronela (*Cymbopogon winterianus*) irrigado com água tratada e dois tipos de esgotos domésticos tratados, determinando-se o índice de clorofila nas folhas, o teor de massa seca e o teor de massa inerte.

METODOLOGIA

Estrutura do experimento

Para o desenvolvimento da pesquisa, foram montados 21 vasos com capacidade de 25 litros. Cada efluente foi usado em sete vasos, cada vaso com duas mudas de capim-citronela. O tempo total do experimento foi de 115 dias de irrigação dos vasos.

Os vasos utilizados têm características de uso padrão de acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2016) em material plástico. Colocou-se em torno de 10 centímetros de brita nº 3 no fundo de cada vaso para permitir melhor drenagem. Após isso, preencheu-se o restante com terra, classificada como areia franca pelo Laboratório de Solos/Água do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará. Os vasos foram dispostos em fileiras, na própria área da estação de tratamento de esgoto (ETE).

As fileiras de vasos foram organizadas de forma que facilitasse a realização das regas. A fileira mais próxima da torneira de água de abastecimento foi irrigada com água tratada fornecida pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece). A fileira mais próxima do tanque de contato foi irrigada com o efluente tratado seguido de desinfecção. A fileira mais próxima da saída do decantador secundário foi irrigada com o efluente tratado sem desinfecção.

Em cada vaso, aplicou-se 1,5 L de apenas um tipo de líquido. Assim, cada vaso recebeu, no período da manhã, um total de 1,5 L de água ou do respectivo efluente, de segunda a sexta-feira. Aos sábados, foram aplicados 3,0 L em cada vaso, para compensar o dia sem rega (domingo).

Para a identificação do tipo de irrigação, utilizou-se a seguinte padronização:

- Irrigação com água tratada: TA;
- Irrigação com esgoto tratado, com cloro: TB;
- Irrigação com esgoto tratado, sem cloro: TC.

O sistema de tratamento da ETE consta de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) seguido de uma unidade de filtro submerso aerado. Após isso, o efluente passa por um decantador (decantador secundário), para diminuição dos sólidos suspensos, além de uma unidade de desinfecção com cloro (tanque de contato), antes de ser enviado ao corpo receptor mais próximo.

A ETE da qual foram utilizados os efluentes tratados, está localizada no bairro Messejana, no município de Fortaleza, Ceará.

De acordo com Ragassi *et al.* (2019), a remoção das substâncias em uma ETE depende das propriedades físico-químicas das moléculas, das configurações dos sistemas de tratamento e das condições operacionais aplicadas às

Aferição de clorofila

Utilizou-se o aparelho clorofilômetro Soil Plant Analysis Development (SPAD-502) (MINOLTA, 1989) para a aferição do índice de clorofila (IC). O referido aparelho fornece dados que relacionam o teor de clorofila presente nas folhas com as leituras apresentadas em seu visor.

Neste trabalho, aferiu-se a clorofila de cada planta de acordo com a seguinte metodologia, adaptada de Ramos *et al.* (2018): três aferições em cada folha, do

Determinação do teor de massa seca

O teor de massa seca (MS) é a porcentagem do peso da amostra quando retirada a massa de água nela presente.

Neste trabalho, a amostra foi mantida na estufa (Novatech, Hs60-AID), a 70°C, cerca de 64 horas, de acordo com metodologia adaptada da EMBRAPA (2015).

Trituraram-se cerca de cinco folhas de cada vaso dos respectivos tratamentos e separaram-se as amostras, de acordo com as plantas do vaso de origem, ainda de acordo com metodologia adaptada da EMBRAPA (2015). O material picado foi guardado em bolsas plásticas vedadas para que o material foliar segregado de cada vaso fosse levado à estufa ao mesmo tempo.

Aferição do teor de massa inerte

O teor de massa inerte pode ser compreendido como a parte da matéria da amostra que não sofre volatilização ou degradação por temperaturas elevadas (500°C).

Uma parte de cada amostra preparada para a aferição do teor de massa seca foi separada em

unidades de tratamento. Stelato *et al.* (2016), afirmam que a remoção de algumas substâncias não acompanha de forma adequada o crescimento econômico nem o populacional, corroborando a importância das ETE.

lado direito da nervura central. Uma aferição perto da base da folha, outra na parte mediana da folha e outra próxima à extremidade. Cada planta teve duas folhas aferidas.

Algumas plantas morreram durante o experimento, o que não permitiu a aferição da clorofila de todos os exemplares. A quantificação das análises encontra-se na Tabela 1.

Dessa forma, todo o material triturado entrou concomitantemente na estufa.

As amostras foram colocadas em pequenos recipientes metálicos. Os recipientes metálicos foram pesados antes da colocação das amostras, com as amostras e após passarem determinado período na estufa. Salienta-se que, antes da pesagem, os recipientes metálicos passaram cerca de 16 horas na estufa, a 70°C, para a retirada de alguma umidade inerente ao material.

Algumas plantas morreram durante o experimento, o que não permitiu a aferição da massa seca de todos os exemplares. A quantificação das análises encontra-se na Tabela 2.

cadinhos de porcelana, os quais haviam passado cerca de 16 horas em estufa para a retirada de alguma umidade inerente ao material. Pesou-se cada cadinho antes e depois de se colocar certa quantidade de vegetal.

Tabela 1 – Número de aferições de clorofila por tipo de tratamento.

Tipo de Tratamento	Número de aferições
Água de abastecimento (TA)	84
Esgoto tratado, com cloração (TB)	72
Esgoto tratado, sem cloração (TC)	78

As amostras foram levadas para uma mufla (Forno Mufla, Série EDG 7000), a 500°C, onde ficaram durante 8 horas, de acordo com metodologia adaptada da EMBRAPA (2012).

Algumas plantas morreram durante o experimento, o que não permitiu a aferição do teor da massa inerte de todos os exemplares. A quantificação das análises encontra-se na Tabela 3.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aferição de clorofila

Na Figura 1, apresenta-se o *boxplot* da aferição de clorofila em relação aos três tratamentos.

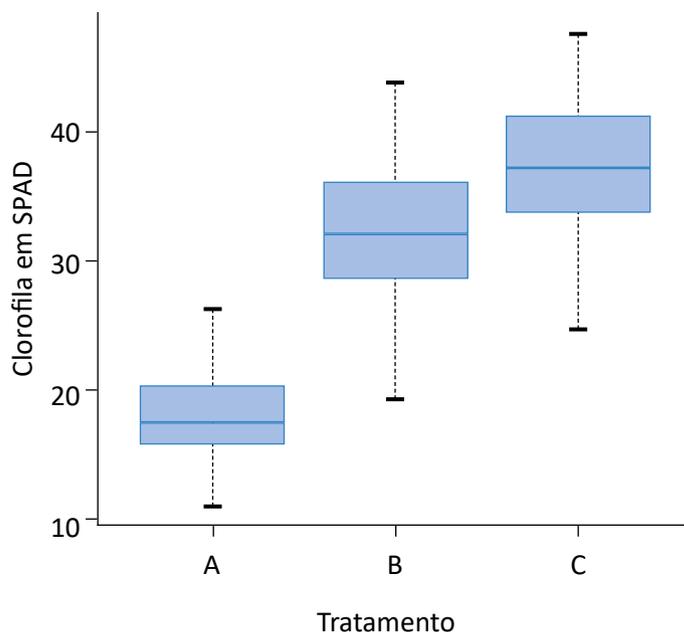
A Tabela 4 demonstra os resultados da análise, teste F, para avaliar se os tratamentos apresentaram ou não

Tabela 2 – Número de aferições de porcentagem de massa seca por tipo de tratamento.

Tipo de Tratamento	Número de aferições
Água de abastecimento (TA)	14
Esgoto tratado, com cloração (TB)	12
Esgoto tratado, sem cloração (TC)	12

Tabela 3 – Número de aferições de porcentagem de massa inerte por tipo de tratamento.

Tipo de Tratamento	Número de aferições
Água de abastecimento (TA)	14
Esgoto tratado, com cloração (TB)	12
Esgoto tratado, sem cloração (TC)	12



A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com cloração; C: esgoto tratado, sem cloração.

Figura 1 – Boxplot da aferição de clorofila nas plantas.

alguma diferença nas concentrações de clorofila determinadas nas plantas.

Analisando-se a Tabela 4, como o p foi inferior ao nível de significância de 5%, pode-se afirmar que há diferença, em média, de pelo menos dois tratamentos em relação à concentração de clorofila.

A Tabela 5 exibe um resumo do teste de média entre os tratamentos em relação à variável clorofila. Tratamentos com letras iguais têm médias estatisticamente iguais. A similaridade indica que os tratamentos são estatisticamente iguais, quando suas letras são iguais, ou estatisticamente diferentes, quando suas letras são diferentes.

De acordo com a Tabela 5, houve diferenças estatísticas entre os valores médios de clorofila dos três tratamentos, ao observar que a coluna de similaridade apresenta letras diferentes para TA, TB e TC.

Segundo estudos de Santos e Castilho (2015), há associação positiva da concentração de clorofila com teores de nutrientes disponíveis, os quais, no caso do experimento, vieram da matéria orgânica do esgoto. De acordo com os valores aferidos, mostrados na Figura 1, percebe-se, então, que o uso de efluentes tratados teve relação direta com a concentração de clorofila nas plantas.

Pelos experimentos de Silva *et al.* (2015), a fertirrigação com efluente tratado foi capaz de proporcionar

acúmulo de nutrientes, como nitrogênio nas folhas e no caule, em mudas de eucalipto, apresentando um ótimo desempenho. Semelhante ao que pode ter acontecido neste estúdio, a irrigação com efluentes tratados representou grande vantagem, sabendo que plantas em fase de crescimento necessitam de nitrogênio em maior quantidade para estimular a produção de clorofila.

Mesmo com uma oferta hídrica constante e uma insolação da área suficientemente boa para o desenvolvimento do vegetal em todos os vasos, a coloração das plantas foi visivelmente diferente desde as primeiras semanas da instalação do projeto, observando-se verde mais intenso nas plantas irrigadas com esgoto tratado (Figura 2), visto que esses efluentes apresentam maiores teores de nutrientes disponíveis.

Pode-se constatar que o efluente oriundo do TC (irrigação com esgoto doméstico tratado, sem desinfecção) proporcionou a maior produção de clorofila nas plantas irrigadas. O TB (irrigação com esgoto tratado com desinfecção) também resultou em maior produção de clorofila, quando comparado ao TA (irrigação com água de abastecimento).

Estudos de Barroso e Wolff (2011) com irrigação de culturas agrícolas com esgoto sanitário mostram que a disponibilidade de nutrientes proporcionou a produção eficaz de diversas substâncias do metabolismo, aumentando a produtividade das culturas. No referido

Tabela 4 – Resultados do teste F para a análise de clorofila.

Fonte de Variação	Grau de liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	p
Tratamento	2	15.689	7844,6	347,08	< 0,0001
Resíduo	231	5.221	22,6	-	-

Tabela 5 – Resumo da análise estatística para a clorofila.

Tratamento	Média (SPAD)	Similaridade
C	37,03	a
B	31,73	b
A	18	c

A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com desinfecção; C: esgoto tratado, sem desinfecção; SPAD: Soil Plant Analysis Development.

experimento com capim-citronela, é importante salientar que maior metabolismo, indicado pela mais elevada presença de clorofila e abundância de água e luz, pode proporcionar maior produção de metabólitos secundários.

Em comparação com estudos de Seixas *et al.* (2013) em que houve adubação externa de citronela, quando avaliadas plantas que haviam sido adubadas, obtiveram-se maiores concentrações relativas de compostos monoterpênicos em relação aos sesquiterpênicos, sendo identificados três compostos majoritários: o citronelal, o geraniol e o elemol. Em óleos essenciais, os constituintes e as concentrações das substâncias não dependem somente da espécie da planta, recebendo influência direta de fatores externos como as condições

climáticas, as condições de crescimento, a adubação e o solo (OLIVEIRA *et al.*, 2011).

Quando do corte do material foliar para os experimentos, por exemplo, as folhas dos vasos que foram irrigados com efluentes tratados apresentavam um aroma mais concentrado e mais cítrico, enquanto as folhas dos vasos irrigados com água de abastecimento apresentavam um aroma mais brando. Dessa forma, no caso da citronela, infere-se o aumento da produção de óleo essencial por propriedades organolépticas de odor característico das folhas colhidas *in situ* tanto no momento da retirada das folhas dos vasos quanto nos processos de trituração e manuseio. Essa propriedade organoléptica não foi analisada, mas foi um fator que persistiu nas análises.

Teor de massa seca

Na Figura 3, apresenta-se o *boxplot* da análise das porcentagens de massa seca produzidas nas plantas em relação aos tratamentos a que foram submetidas.

Observando-se a Figura 3, constata-se que o TA proporcionou a produção de maior quantidade de massa seca nas plantas, enquanto o TC proporcionou a menor quantidade.



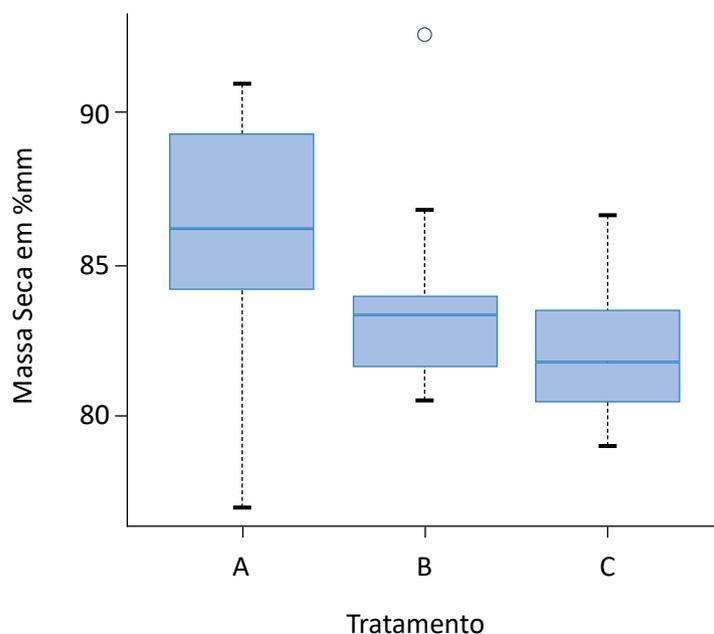
TB: esgoto doméstico tratado, com cloração; TA: água de abastecimento.

Figura 2 – Matiz verde das plantas para dois diferentes tipos de água utilizada na irrigação.

A Tabela 6 exibe os resultados na análise, teste F, para avaliar se os tratamentos apresentam ou não alguma diferença na concentração de massa seca nas plantas. Como o p foi inferior ao nível de significância de 5%, afirma-se que há diferença, em média, de pelo menos dois tratamentos em relação à produção de massa seca, de acordo com os tratamentos dos efluentes a que foram submetidas as plantas.

Na Tabela 7, há um resumo do teste de média entre os tratamentos em relação à variável massa seca. Tratamentos com letras iguais possuem médias estatisticamente iguais.

De acordo com a coluna de similaridade, o TA assemelha-se estatisticamente ao TB, enquanto o TB se assemelha estatisticamente ao TC, entretanto houve diferenças estatísticas entre as médias de massa seca dos TA e TC.



A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com cloração; C: esgoto tratado, sem cloração.

Figura 3 – Boxplot da aferição de massa seca nas plantas.

Tabela 6 – Resultados do teste F para a análise estatística de massa seca.

Fonte de Variação	Grau de liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	p
Tratamento	2	104,38	52,192	5,0951	0,01143
Resíduo	35	358,52	10,243	-	-

Tabela 7 – Resumo da análise estatística para a massa seca.

Tratamento	Média (% m/m)	Similaridade
A	86,14	a
B	83,75	ab
C	82,18	b

A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com desinfecção; C: esgoto tratado, sem desinfecção.

Em comparação com outro estudo, Hortegal Filha *et al.* (2018) mostraram que valores médios obtidos para o teor de massa seca tiveram diferença de até 76% quando avaliada a irrigação com efluentes tratados de

Teor de Massa Inerte

Na Figura 4, apresenta-se o *boxplot* da análise das porcentagens de produção de massa inerte produzidas nas plantas em relação aos tratamentos a que foram submetidas.

Com base na Figura 4, pode-se observar que o TA proporcionou a maior produção de massa inerte nas plantas, enquanto o TC proporcionou a menor quantidade.

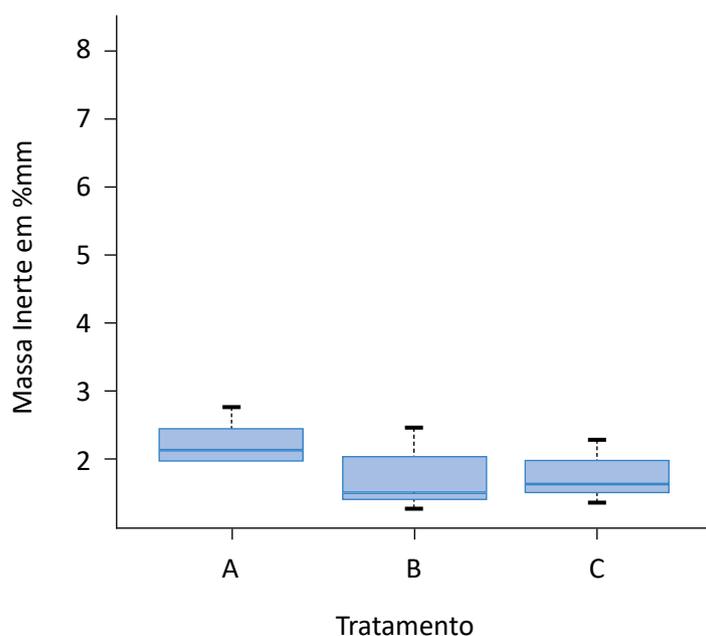
A Tabela 8 exhibe os resultados da análise, teste F, para avaliar se os tratamentos apresentaram ou não alguma diferença na concentração de massa inerte nas plantas. Como o p foi inferior ao nível de significância de 5%, há

mamoeiros. Já de acordo com Seixas *et al.* (2013), também utilizando citronela em seus experimentos, a variável de massa seca apresentou taxas maiores, assim como nesse experimento.

diferença, em média, de pelo menos dois tratamentos em relação à concentração de massa inerte.

Na Tabela 9, há um resumo do teste de média entre os tratamentos em relação à variável massa inerte. Tratamentos com letras iguais têm médias estatisticamente iguais.

De acordo com a Tabela 9, houve diferenças estatísticas entre os valores médios de massa inerte dos tratamentos. Como apresentam a mesma letra, TB e TC são estatisticamente semelhantes, enquanto TA é estatisticamente diferente de TB e TC.



A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com cloração; C: esgoto tratado, sem cloração.

Figura 4 – *Boxplot* da aferição de massa inerte nas plantas.

Tabela 8 – Resultados do Teste F para a análise de massa inerte.

Fonte de Variação	Grau de liberdade	Soma de Quadrados	Quadrado Médio	F	p
Tratamento	2	0,2398	0,1199	10,51	0,00266
Resíduo	35	0,3993	0,0114	-	-

Tabela 9 – Resumo da análise estatística para a massa inerte.

Tratamento	Média (% m/m)	Similaridade
A	2,25	a
C	1,71	b
B	1,63	b

A: água de abastecimento; B: esgoto tratado, com cloração; C: esgoto tratado, sem cloração.

Ao observar a produção de massa seca no TA (irrigação com água de abastecimento), na Tabela 7, percebe-se que as plantas irrigadas com água apresentaram maior porcentagem de matéria que não volatilizou e que não evaporou quando exposta à temperatura de 70°C por 64 horas.

Quando se observa a Tabela 9, percebe-se que houve maior porcentagem de massa inerte produzida no TA (irrigação com água de abastecimento), quando se submeteram as amostras a 500°C por 8 horas, em relação aos TB (irrigação com esgoto tratado, com cloração) e TC (irrigação com esgoto tratado, sem cloração).

Assim, com uma porcentagem maior de massa seca e uma porcentagem maior de massa inerte, infere-se que a produção de substâncias voláteis ou que se evaporaram nas determinadas circunstâncias experimentais foi menor quando houve a irrigação com água de abastecimento.

Os experimentos de Seixas *et al.* (2013), que também trabalharam com adubação externa de citronela, concluíram que visualmente as plantas do capim-citronela adubadas com adubo mineral se apresentaram mais vigorosas, com melhor desenvolvimento vegetativo e coloração verde mais intensa, assim como nesse experimento.

Hamacher *et al.* (2019), em seus experimentos com irrigação de citronela (*Cymbopogon nardus*) com águas residuárias de bovinocultura, verificaram que a eficiência fotossintética da planta ficou maior à medida que se aumentava a dose de nitrogênio fornecida pelo efluente, ainda que não se refletisse em ganho de biomassa.

Com a irrigação com efluentes tratados, percebeu-se que as plantas retêm em sua matéria foliar mais água e óleos oriundos de seu metabolismo, corroborando Blank *et al.* (2007) quando afirmam que a biossíntese de metabólitos secundários, apesar de controlada geneticamente, é fortemente afetada pelos fatores ambientais.

CONCLUSÕES

Ao final do experimento, percebeu-se visualmente que o uso de efluentes tratados em estações de tratamento de esgotos domésticos proporcionou melhor crescimento das mudas de citronela em relação à utilização de água de abastecimento, seja pelo tamanho das plantas em cada vaso, seja pela coloração mais escura do verde. Em comparação com outros estudos citados, o comportamento das plantas seguiu a mesma tendência, aproveitando os nutrientes disponíveis nos efluentes tratados para incrementar a taxa de crescimento.

Além da produção de mais matéria foliar, a prática relacionou-se diretamente com a produção de

compostos voláteis ou que evaporam em temperatura de 70°C por 64 horas, indicados pela comparação das análises dos teores de massa seca e dos teores de massa inerte entre os tratamentos, entre os quais pode estar o citrionelol.

As plantas regadas com efluentes tratados produziram mais clorofila em suas folhas, indicado pelas medidas da concentração de clorofila pelo aparelho clorofilômetro. Um maior metabolismo, assinalado pela presença mais elevada de clorofila, pode proporcionar maior geração de metabólitos secundários, contribuindo para a produção de mais óleo essencial.

REFERÊNCIAS

- ARANHA, H. S.; SILVA, V. N. da; PEIXOTO, P. P. P. Introdução da citronela no contexto escolar para prevenção da dengue. *Revista de Ensino de Biologia*, v. 1, n. 7, p. 6102-6109, 2014.
- BAKER, B. P.; GRANT, J. A.; MALAKAR-KUENEN, R. *Citronella & Citronella Oil: Profile Active Ingredient Eligible for Minimum Risk Pesticide Use*. Nova York: IPM / Cornell Cooperative Extension, 2016.
- BLANK, A. F. *et al.* Densidades de plantio e doses de biofertilizante na produção de capim-limão. *Horticultura Brasileira*, v. 25, n. 3, p. 343-349, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0102-05362007000300005>
- BARROSO, L. B.; WOLFF, D. B. Reúso de esgoto sanitário na irrigação de culturas agrícolas. *Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v. 8, n. 3, p. 225-236, jul. 2011.
- BRASIL. *Plantas medicinais e orientações gerais para cultivo: boas práticas de plantas medicinais, aromáticas e condimentares*. Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2006.
- BUENO, V. S.; ANDRADE, C. F. S. Avaliação Preliminar de Óleos Essências de Plantas como Repelentes para *Aedes albopictus* (Skuse, 1894) (Diptera: Culicidae). *Revista Brasileira de Plantas Medicinais*, v. 12, n. 2, p. 215-219, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1516-05722010000200014>
- CARNEIRO, W. V. *Óleo essencial de citronela: Avaliação do seu potencial como repelente veiculado em uma loção cremosa*. 36f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Farmácia) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufpb.br/jspui/bitstream/123456789/1013/4/WVC09032016.pdf>>. Acesso em: 5 fev. 2020.
- COUTO, M. E. O. *Coleção de plantas medicinais aromáticas e condimentares*. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2006. (Documento 157.)
- DOMINICAL, L. D. *Reúso agrícola em planta forrageira: impacto pela irrigação com efluente tratado de abatedouro no fluxo de gases e na solução de solo*. Tese (Doutorado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) – Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.
- DORNELLES, H.; MATSUOKA, M.; BINELO, L.; PAUVELS, L.; CARON, C.; SILVA, V. Biomassa e atividade microbiana de solos com aplicação de resíduo sólido urbano e dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 44, p. 18-26, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170046>
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Comunicado Técnico 77: Como medir a matéria seca (MS%) em forragem utilizando forno de micro-ondas*. Brasil: EMBRAPA, 2015. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/137606/1/COT-77-Teor-mat-seca.pdf>>. Acesso em: 8 jan. 2020.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Comunicado Técnico 235: Formação e Manejo de Pastagens*. Brasil: EMBRAPA, 2012. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/937485>>. Acesso em: 8 jan. 2020.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Manual de Viveiro e Produção de Mudanças*. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2016. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/141891/1/Manual-de-Viveiro-e-producao-de-mudas.pdf>>. Acesso em: 8 jan. 2020.
- HAMACHER, L.; HÜTHER, C.; SILVA, L.; CARMO, D.; COUTADA, J.; SCHTRUK, T.; PEREIRA, C.; CECCHIN, D.; MACHADO, T.; PINHO, C. Aproveitamento de água residuária de bovinocultura leiteira no cultivo de citronela: efeitos na atividade fotoquímica e na biomassa. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 53, p. 117-133, 2019.

HORTEGAL FILHA, M. dos S. R.; ARAÚJO, G. M.; MOREIRA, F. J. C.; PINHEIRO NETO, L. G. Aspectos agronômicos da mamoneira irrigada com efluentes tratados. *Revista DAE*, v. 66, n. 213, p. 20-35, 2018. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.029>

JARAMILLO, M. F.; RESTREPO, I. Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits. *Sustainability*, v. 9, n. 10, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9101734>

MINOLTA. *Chlorophyll meter SPAD-502*. Instruction manual. Osaka: Minolta Co, 1989.

MORAIS, S. M.; CATUNDA JÚNIOR, F. E. A.; SILVA, A. R. A.; MARTINS NETO, J. S.; RONDINA, D.; CARDOSO, J. H. L. Atividade antioxidante de óleos essenciais de espécies de Croton do Nordeste do Brasil. *Química Nova*, v.29, n. 5, p. 907-910, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000500004>

OLIVEIRA-ANDREOLI, E.; SILVA, F.; LÓPEZ, F.; MACHADO, R.; TEODORO, C.; BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M.; FUSHITA, A.; CRESTANA, S. Importância do planejamento regional para a manutenção dos usos múltiplos da água em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 52, p. 16-27, 2019.

OLIVEIRA, M. M. M.; BRUGNERA D. F.; CARDOSO, M. G.; GUIMARÃES, L. G. L.; PICCOLI, R. R. Rendimento, composição química e atividade antilisterial de óleos essenciais de espécie de Cymbopogon. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais*, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 8-16, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1516-05722011000100002>

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Dia Mundial da Água 2019: "Não deixar ninguém para trás"*. Genebra: ONU, 2019. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/artigo-dia-mundial-da-agua-2019-nao-deixar-ninguem-para-tras/>>. Acesso em: 14 fev. 2020.

PINHEIRO, P. F.; QUEIROZ, V. T.; RONDELLI, V. M.; COSTA, A. V.; MARCELINO, T. P.; PRATISSOLI, D. Atividade inseticida do óleo essencial de capim-citronelasobre *Frankliniella schultzei* e *Myzus persicae*. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 37, n. 2, p. 138-144, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542013000200004>

RAGASSI, B.; AMÉRICO-PINHEIRO, J.; ISIQUE, W.; SILVA JUNIOR, O. Monitoramento e remoção de anti-inflamatórios em estação de tratamento de esgoto com lagoas de estabilização. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 53, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190502>

RAMOS, R. F.; PAVANELO, A. M.; PRADO, F. C.; SOUZA, S. S.; BETEMPS, D. L. Análise do índice relativo de clorofila em fisalis através de diferentes medidores portáteis. *Centro Científico Conhecer*, Goiânia, v. 5, n. 9, p. 10-18, fev. 2018.

SANTIAGO, F. dos S. *Bioágua Familiar: Reúso de água cinza para produção de alimentos no Semiárido*. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2012.

SANTOS, C. H. S.; PICCOLI, R. H.; TEBALDI, V. M. R. Atividade antimicrobiana de óleos essenciais e compostos isolados frente aos agentes patogênicos de origem clínica e alimentar. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, v. 76, p. 1-8, 2017.

SANTOS, P. L. F., CASTILHO, R. M. M. Relação entre teor de clorofila e nitrogênio foliar em grama esmeralda cultivada em substratos. *Tecnologia & Ciência Agropecuária*, v. 9, n. 4, p. 51-54, 2015.

SCHAER-BARBOSA, M.; SANTOS, M. E. P. dos; MEDEIROS, Y. Viabilidade do reúso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. *Ambiente e Sociedade*, v. 17, n. 2, p. 17-32, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2014000200003>

SEIXAS, P. T. L. *et al.* Efeito da adubação mineral na produção de biomassa e no teor e composição do óleo essencial do capim-citronela. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 4, n. 29, p.852-858, ago. 2013. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/15050>>. Acesso em: 10 fev. 2020.

SILVA, R. J.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; NASCIMENTO, C. W. A.; KATO, M. T. Cultivo de mudas de eucalipto irrigadas com esgoto doméstico tratado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 2, p. 323-330, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000084883>

STELATO, E.; OLIVEIRA, T.; STUNGES, G.; SILVA, E.; CUBA, R.; MINILLO, A.; ISIQUE, W. Avaliação da presença de resíduos de anti-inflamatórios não esteroides nos córregos veado e cedro do município de Presidente Prudente (SP), Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 39, p. 97-113, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160050>

TAWATSIN, A., WRATTEN, S. T.; SCOTT, R. R.; THAVARA, U.; TECHADAMRONGSIN, Y. Repellency of volatile oils from plants against three mosquito vectors. *Journal of Vector Ecology*, v. 26, n. 1, p. 76-82, 2001.

THOMAS-CONNOR, I.; ADETUNDE, I. Study of Citronella Mosquito Repellent Plants in Tubman University, Harper, Maryland County, Liberia (Paper I). *ARC Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 2, n. 2, p. 21-27, 2016. <http://dx.doi.org/10.20431/2455-1538.0202004>

WANY, A.; JHA, S.; NIGAM, V.; PPADEY, D. M. Chemical analysis and therapeutic uses of citronella oil from *Cymbopogon winterianus*: A short review. *International Journal of Advanced Research*, v. 1, n. 6, p. 504-521, 2013.



