



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



RBCIAMB

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Dezembro de 2018

Nº 50

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

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

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Responsável

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: 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 - IMPACT OF THE USE OF PESTICIDES BY RURAL WORKERS IN BRAZIL

Impacto do uso de agrotóxicos por trabalhadores rurais no Brasil

Fernanda Majolo - Claudete Rempel

26 - COMPARAÇÃO DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO VIA DETERMINAÇÃO GRAVIMÉTRICA COM AMOSTRAGEM DE GRANDE E PEQUENO VOLUME NO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL

Comparison of total suspended particles measurements via high and low volume sampling in the state of Parana, Brazil

Paulo Eduardo Slapnig - Eliane Carvalho Vasconcelos - Paulo Roberto Janissek

39- PRODUTO SUSTENTÁVEL: UTILIZAÇÃO DE MAPA COGNITIVO PARA DEFINIÇÃO DE REQUISITOS DE SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA TÊXTIL

Sustainable product: use of cognitive map for defining sustainability requirements in the textile industry

José Quadrelli Neto - Jefferson de Oliveira Gomes - Carlos Alberto Schuch Bork

61 - CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS DA FUNDIÇÃO DE FERRO E AVALIAÇÃO DE POSSÍVEIS APLICAÇÕES NA CONSTRUÇÃO CIVIL

Iron foundry wastes characterization and evaluation of possible applications in civil construction

Lucimara Bragagnolo - Suéllen Tonatto Ferrazzo - Felipe Paiva Muscope - Eduardo Pavan Korf - Gean Delise Leal Pasquali Vargas - Clarissa Dalla Rosa - Hugo Von Linsingen Piazzetta - Andréia Fátima Tormen

78 - ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS PARA A GESTÃO ENERGÉTICA EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR *MULTICAMPI*

Data envelopment analysis for energy management in multifield higher education institutions

Osvaldo Augusto Vasconcelos de Oliveira Lopes da Silva - José Machado Moita Neto - Marcos Antônio Tavares Lira

97 - EXTRACTION AND CHARACTERIZATION OF BIOPOLYMERS FROM EXOSKELETON RESIDUES OF THE AMAZON CRAB *DILOCARCINUS PAGEI*

Extração e caracterização de biopolímeros de resíduos do exoesqueleto de caranguejo amazônico *Dilocarcinus pagei*

Ana Gracy Oliveira Ribeiro - Márcia Loyana Pedreno Viana - Gustavo Yomar Hattori - Vera Regina Leopoldo Constantino - Gustavo Frigi Perotti

112- ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) RESPONDEM AO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE?

Do ant assemblies (Hymenoptera: Formicidae) predict the recovery process of permanent preservation areas?

Junir Antônio Lutinski - Carin Guarda - Cladis Juliana Lutinski - Fernanda Emanuela Dorneles - Jefferson Pedroso - Maria Assunta Busato - Flávio Roberto Mello Garcia

128 - EVALUATING SUSTAINABLE TERRITORIAL DEVELOPMENT WITH BUILT CAPITAL INDICATORS

Avaliação do desenvolvimento sustentável do território utilizando indicadores de capital construído

Maria Fernanda Kauling - Valdir Fernandes - Marcelo Limont - Maurício Dziedzic

149 - AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA GESTÃO DO PROGRAMA ICMS VERDE NA MESORREGIÃO METROPOLITANA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Performance evaluation of the management of the green icms program in the metropolitan mesoregion of the state of Rio de Janeiro

David Domingos - Elton de Oliveira - Émele Andrade - Thelma de Barros Machado - Carlos Rodrigues Pereira - Cristina Moll Hüther

162 - ECOLOGIA INDUSTRIAL: EVOLUÇÃO HISTÓRICA E PRODUÇÃO CIENTÍFICA

Industrial ecology: historical evolution and scientific research

Luis Henrique dos Santos Silva Sousa - Elaine Aparecida da Silva

IMPACT OF THE USE OF PESTICIDES BY RURAL WORKERS IN BRAZIL

IMPACTO DO USO DE AGROTÓXICOS POR TRABALHADORES RURAIS NO BRASIL

Fernanda Majolo 

PhD, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUC-RS – Porto Alegre (RS), Brazil.

Claudete Rempel 

Doutora, Universidade do Vale do Taquari, Univates – Lajeado (RS), Brazil.

Corresponding address:

Fernanda Majolo – Programa de Pós-Graduação em Medicina e Ciências da Saúde, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul – Avenida Ipiranga, 6681 – Partenon – CEP 90610-000 – Porto Alegre (RS), Brazil. E-mail: fernanda.majolo@acad.pucrs.br

Received on: 07/10/2018

Accepted on: 12/05/2018

ABSTRACT

Brazil is the third largest market and the eighth largest consumer of pesticides per hectare in the world, with herbicides and insecticides accounting for 60% of the products traded in the country. The use of pesticides has increased worldwide in the last decades, which may represent a risk for several diseases in humans, including cancer. Although in Brazil the research on the impact of the use of pesticides on human health has grown in recent years, it is still insufficient to really know the real dimension of health damage caused mainly by occupational and food exposure, due to the intensive use of pesticides. This article aims to review the use of pesticides by rural workers in Brazil, highlighting the importance of preventive measures for their health.

Keywords: health disorders; occupational health; cancer; genotoxicity; oxidative stress; strategies.

RESUMO

O Brasil é o terceiro maior mercado e o oitavo maior consumidor de agrotóxicos por hectare do mundo, com herbicidas e inseticidas correspondendo a 60% dos produtos comercializados no país. O uso de agrotóxicos tem aumentado em todo o mundo nas últimas décadas, o que pode representar um risco para diversas doenças em humanos, incluindo o câncer. Embora, no Brasil, a pesquisa sobre o impacto do uso de agrotóxicos na saúde humana tenha crescido nos últimos anos, ainda é insuficiente para de fato conhecer a real dimensão dos danos à saúde, causados principalmente pela exposição ocupacional e alimentar, em virtude da utilização de agrotóxicos. Esta revisão tem por objetivo destacar o uso de pesticidas por trabalhadores rurais no Brasil, evidenciando a importância de medidas preventivas para a saúde do trabalhador.

Palavras-chave: transtornos de saúde; saúde ocupacional; câncer; genotoxicidade; estresse oxidativo; estratégias.

INTRODUCTION

Pesticides, according to the World Health Organization (WHO, 2008), is any substance capable of controlling a pest that can have consequences for both the population and the environment. Among the countries with agricultural power involving the consumption of herbicides, fungicides and agricultural insecticides, Brazil ranks first in the Latin American and Caribbean Newsletter, dated 23 of April 2011 (STÉDILE, 2012; NEVES, 2017).

In Brazil, the diversity of agrochemicals is big, about 300 active principles in more than 2 thousand commercial formulations (NEVES, 2017). Humans are often their final recipients, and they can be found in the soil, water, air, in animals and vegetables, being thus considered with great capacity of dispersion (NEVES, 2017). Different symptoms are caused by pesticide poisoning, mainly among farmers, and may even make them stop working and having to look for another type of profession. Among the symptoms, we can highlight anemia, headache, dysthymia, decreased immune defenses, sexual impotence, insomnia, changes in arterial depression and behavioral disorders (LEVIGARD; ROZEMBERG, 2001; SOUZA *et al.*, 2011).

With its effect based on insect neurotoxicity, dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT), is a widely known pesticide, mainly because it is sold at a low cost and can act for several years (STOPELLI; MAGALHÃES, 2005). However, it has some limitations: insects have developed resistance to it and experiments with animals showed their carcinogenicity (SMITH; GANGOLLI, 2002; STOPELLI; MAGALHÃES, 2005). Already in humans, high concentrations of Dieldrin in the blood, for example, have a greater amount of thyroid stimulating hormone (TSH), presenting hypothyroidism. Therefore, this pesticide and other organochlorines act as neurotoxicants, as well as in the endocrine function (RATHORE *et al.*, 2002; STOPELLI & MAGALHÃES, 2005).

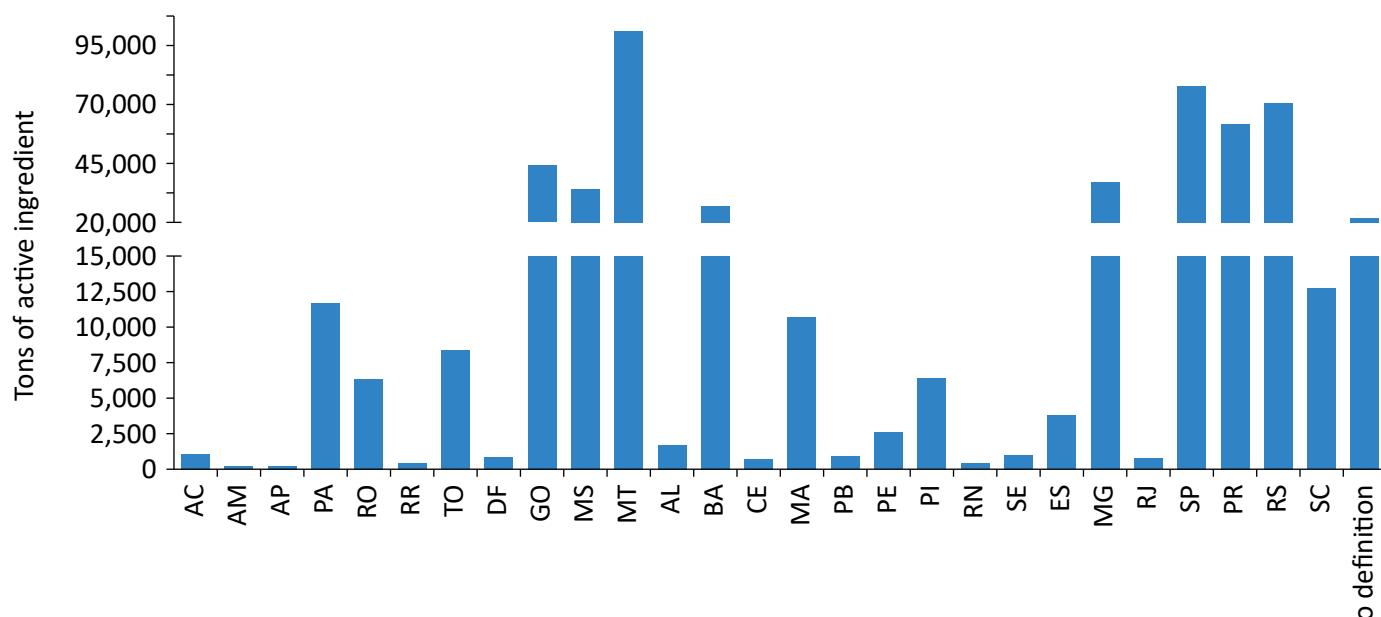
Many studies have presented promising results and made important conclusions beyond the use of pesticides by rural workers, allowing a better understanding of the consequences of its use. Due to the accumulated knowledge, we aimed at conducting a survey on the most important and promising researches on the use of pesticides by rural workers in Brazil until now.

THE BRAZILIAN SITUATION

Because of agricultural practices in the country, around the 1960s the whole scenario underwent modifications leading to a record consumption of agrochemicals and a chemical-dependent context of food production (ABREU; ALONZO, 2014; JACOBSON *et al.*, 2009). In the global context, since 2008 Brazil has become the largest consumer of pesticides (CARNEIRO *et al.*, 2012; AUGUSTO *et al.*, 2012; RIGOTTO *et al.*, 2012), standing out as the world's largest agricultural producer. Brazil shows growth rates of 10% per year (AGRONEWS, 2014; BRASIL, 2015; GONÇALVES, 2016) and exports food to 180 countries, being the world's leading exporter of soybeans in grains, sugar, coffee, orange juice, beef and chicken (BRASIL, 2013; GONÇALVES, 2016). According to IBAMA (2002), the states of Mato Grosso, São Paulo, Paraná, Rio Grande do Sul, Goiás, Minas Gerais, Bahia and Mato Grosso do Sul are the main consumer states of agrochemicals (Figure 1).

Especially for the rural worker, along with the evolution of techniques and the use of agricultural inputs, there have been harmful changes in health, mainly related to

the loads, ways of working and risks incorporated into these new activities (STOPPELLI & MAGALHÃES, 2005). These risks involve both acute intoxications, with the onset of symptoms fast after excessive exposure, including weakness, vomiting, nausea, seizures, muscle contractions, headaches, difficulty breathing, nasal bleeding and fainting, as well as chronic intoxication. In these, the symptoms are late after months or years, caused by small or moderate exposure to toxic products or multiple products. This type of exposure causes irreversible damage, such as paralysis and neoplasia (PERES, 1999; STOPPELLI & MAGALHÃES, 2005), contact dermatitis, renal and hepatic lesions, delayed neurotoxic effects, chromosomal abnormalities, Parkinson's disease, cancers and teratogens (WILSON; OTSUKI, 2004; STOPPELLI & MAGALHÃES, 2005). Table 1 shows the main studies carried out to date specifically related to the exposure of the rural worker to pesticides in Brazil. Electronic databases were collected from PUBMED and "Portal de Periódicos" from CAPES/MEC (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior/ Ministério



Source: IBAMA, 2018.

*No definition: sum of marketed quantities whose companies are not able to specify the territorial distribution of sales, since it is an activity carried out by third parties.

Figure 1 – Federation sales of agrochemicals by Unit in 2017.

Table 1 – Update of the main publications related to the use of pesticides by rural workers in Brazil.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
HEALTH DISORDERS AND OCCUPATIONAL HEALTH					
SE	High frequency hearing loss; Noise exposure; Quality of life	Pure-tone audiometry, distortion product otoacoustic emissions, and high-frequency audiometry tests were performed. This report is unusual because of the short time of exposure to noise and pesticides and the hearing loss found, indicating a synergy between those agents.	Pure-tone audiometry, distortion product otoacoustic emissions, and high-frequency audiometry tests.	Sena <i>et al.</i>	2018
ES	Beck Depression Inventory-II (BDI-II); Depressive Symptoms; Mental Health	Pesticide exposure, tobacco use, poor self-perceived health and the presence of chronic disease contribute as risk factors for the appearance of depressive symptoms at a level above ups and downs considered normal in the BDI-II.	Questionnaire	Conti <i>et al.</i>	2018

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
SC	Artificial Targets; Tractor Cabins; Exposure Evaluation; Fenitrothion; Crop Pulverization	Sealed cabin minimized the exposure of the operator to the pesticides, since all samples analyzed showed fenitrothion values below the limit of detection.	Ultrasonic extraction	Barcellos <i>et al.</i>	2016
RS	Agrochemicals; Work Environment; Practical Nursing.	Rural workers who apply pesticides present a higher prevalence of dermatological alterations.	Questionnaire	Cezar-Vaz <i>et al.</i>	2016
RS	Wheezing; Asthma; Tobacco; Rural Health; Prevalence	Pesticides, dusts exposure, and green tobacco sickness were risk factors for wheezing.	Questionnaire	Fiori <i>et al.</i>	2015
Brazilian micro- region	Suicide	Suicide rates have increased in middle age (35–64 years) and younger men (15–34 years). Micro-regions with a higher use of pesticides showed higher rates of suicides. Pesticide poisoning effect on suicide rates was stronger than use of pesticide. Reinforces the hypothesis that pesticide use and pesticide poisoning increase the suicide rates.	Crude suicide rates of a 15-year time series (1996–2010) were examined, followed by an ecological study using age-standardized suicide rates for the period 2006–2010.	Faria <i>et al.</i>	2014a
MG	Health and Epidemiological Surveillance; Health Policies	The conclusion is the pressing need to develop a model for sustainable agriculture, healthy, free of pesticides and that organized society and responsible institutions must undertake actions that meet the needs of the people who work in the farms or consume agricultural products harvested there, especially controlling risks and consequences that can and must be avoided.	Questionnaire	Nasrala Neto, Lacaz and Pignati	2014
RS	Poisoning; Mental disorders	Reinforces the evidence of the association between pesticide poisoning and mental health disorders. It also points to increased risk of minor psychiatric disorders from low socioeconomic status, dermal pesticide exposure and exposure to organophosphates. Reveals intense nicotine exposure as a risk for tobacco farmers' mental health.	Characterizing economic indicators of the farms, socio-demographic factors, lifestyle habits and occupational exposures.	Faria <i>et al.</i>	2014b

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
SE	Rural Population; Quality of life	Agricultural workers users of pesticides showed the worst levels of quality of life when compared to those who have not handled them. The use of pesticides and their toxicity class interfered in a most striking way in the classification of hearing loss presented by this group.	Audiological evaluation	Sena, Vargas and Oliveira	2013
RJ	Risk Perception; Risk Communication; Defensive Strategies; Community-Based Participatory Research	Risk perceptions and work practices are strongly influenced by local cultural patterns and, therefore, must be taken into account when developing effective intervention strategies, including risk communication initiatives.	Questionnaire	Peres <i>et al.</i>	2013
RJ	Small holders; Environment Human health	Do not confirm that the farmers' apparent careless handling of pesticides is linked to an intentional disregard for intoxication risk. The results point to a more complex set of explanatory variables that include: labor scarcity, inadequacy of protective gear, mixing practices and limited educational effectiveness of labeling standards.	Questionnaire	Pedlowskia <i>et al.</i>	2012
DF	Knowledge, attitudes, and practices study; Acetylcholinesterase; Butyrylcholinesterase	Although most farmers were aware that pesticides can harm their health, many still use PPDs in an inappropriate manner, or not at all, during pesticide handling. Inhibition of ChE activity during the exposure period for some farmers was higher than the safe, indicating that they might be at risk by the exposure to pesticides during their agricultural activities.	Questionnaire and Blood sample	Pasiani <i>et al.</i>	2012
RJ	Hearing; Auditory Perception; Adverse Effects.	Workers exposed to pesticide performed below-average on Temporal Auditory Processing tests. There was association between the index of exposure to pesticides and worse performance in Temporal Auditory Processing tests, suggesting that pesticides may be harmful to central auditory pathways.	Questionnaire, meatoscopy, basic audiological evaluation and temporal auditory processing tests.	Bazilio <i>et al.</i>	2012

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
RJ	Health Indicators; Rural Labor; Public Health	The volume of the determinants identified in the DPSEEA Matrix are related to deficiencies in actions for monitoring and surveillance of pesticide use, as well as the lack of technical assistance provided by the Public Sector.	DPSEEA model (WHO) based on analysis of official public documents.	Araújo-Pinto, Peres and Moreira	2012
PR	Poisoning; Economy; Health expenditures	Society, especially the population most affected by agrochemicals, would benefit if the risks of acute intoxication associated with the current model of agricultural production were recognized and eliminated.	Information obtained from Pesquisa de Previsão de Safras from 1998 to 1999.	Soares and Porto	2012
RJ	Mortality rates; Hospitalization rates attributable to suicide attempts; Sales of pesticides	Pesticide exposure may indeed increase the risk of suicide frequency, especially among agricultural workers.	Data on mortality rates, hospitalization rates attributable to suicide attempts, and data on sales of pesticides.	Meyer <i>et al.</i>	2010
MG	Rural Settlements; Social Conditions; Family Health; Rural Health; Food Security; Rural Population Health; Landless Worker Movement.	The view held by families from the Landless Rural Workers' Movement was that as they belonged to the Movement and were better organized, their health was better than the temporary rural workers'. The conservative modernization of rural Brazil has led to worse conditions for temporary rural workers, while Agrarian Reform has allowed for a better quality of life and improved health conditions among families in the areas under study.	Questionnaire	Carneiro <i>et al.</i>	2008
RJ	Environmental Pollution	Discusses several pesticide-related implications for human health and the environment in the mountainous region of the State of Rio de Janeiro, an important farming center. The article presents the results of the research in the area, identifying possible determinants of the current situation and some of the main challenges in dealing with the problem.	Survey	Peres and Moreira	2007

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
RJ	Intoxication; Multiple Application; Delayed-Neuropathy; Organophosphate Pesticides	These results indicate recurrent multiple overexposures to high concentrations of different chemicals, with serious damage to vital functions, especially considering their young age (average 35 ± 11 years old) and the productive period in their lifetime.	Questionnaire, biological sample collection for toxicology analysis and clinical – general and neurological – assessment.	Araújo <i>et al.</i>	2007
RJ	Neurobehavioral	While a few Behavioral Assessment and Research System (BARS) performance measures suggested behavioral impairments for the rural <i>versus</i> the urban participants, a stronger and more consistent association between BARS measures (especially impairment of tapping, digit span, and selective attention) and level of exposure to pesticides was noted when the exposure index was input into a multiple linear regression analysis. Exposure seemed to be especially strong for the youngest participants (10-11 years old).	Questionnaire, Behavioral Assessment and Research System (BARS) to assess their performance.	Eckerman <i>et al.</i>	2007
MS	Knowledge, Attitude and Practices (KAP) survey	About 92% of the interviewees had worked directly with pesticides and 59.6% reported typical intoxication symptoms. Only 44.3%, however, believe they had been intoxicated. A significant correlation was found between hand washing after pesticide application and reporting symptoms. Less than 20% used masks, impermeable clothes, or gloves during pesticide application.	Questionnaire	Recena <i>et al.</i>	2006
RJ	Risk Perception; Risk Communication; Women's Health	Results showed that the inclusion of risk-perception studies in the development of educative and risk-communication campaigns is very important, linking research to action.	Questionnaire	Peres <i>et al.</i>	2006

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
RJ	Risk; Rural Population	Results pointed to the importance of risk perception analysis in the process of developing strategies of intervention in rural areas, especially in policies and educational risk communication campaigns.	Questionnaire and assessment of local work processes.	Peres, Rozemberg and De Lucca	2005
MS	Suicide; Poisoning	Poisonings occurred mostly from October to March and the organophosphate insecticides monocrotophos and methamidophos were the main pesticides involved.	Reports from 1992 to 2002, using data from the Integrated Center for Toxicological Surveillance under the State Health Department.	Pires, Caldas and Recena	2005
RJ	Agriculture; Pesticide Exposure	Highlights health professionals' discourse in relation to the association between "nervousness" and pesticides. The authors discuss factors related to this perception and make several suggestions for future research.	Questionnaire	Levigard e Rozemberg	2004
RS	Pesticide Exposure; Incidence	Based on Poison regression, applying pesticide, reentering crop fields after spraying and working with pesticides in more than one farm were the types of exposure that presented a positive correlation with pesticide poisoning.	Questionnaire	Faria <i>et al.</i>	2004
MG	Risk Factors; Poisoning; Rural Health	The results emphasize the high level of health risk associated to pesticide use among rural workers.	Questionnaire. Data obtained through the Jorge Duprat Figueiredo Foundation for Workers' Safety and Occupational Medicine.	Soares, Almeida and Moro	2003
MG	Economic Assessment	Points to the need for an extensive investigation on the real benefits of pesticide use and its consequences for the environment and health in Brazil.	Data were obtained from the Fundacentro Ministry of Work agency for the years 1991-2000	Soares, Moro and Almeida	2002

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
RJ	Communication; Health Education; Interview; Communication and Health.	This study pointed out to the historical misinformation on pesticides in rural areas.	Questionnaire	Peres <i>et al.</i>	2001
RJ	Insecticides; Organophosphate; Poisoning; Socioeconomic Factors; Carbamates; Cholinesterase Inhibitors; Blood.	A result of 3.0 % was found for the BChE values, and 41.8 %, according to AChE. Individuals with at least one positive enzymatic indicator result were considered as “intoxicated”. When these data were compared to the social-economic and pesticides use factors, the importance of the educational level in the prevalence of intoxication was highlighted.	AChE and BChE activities	Oliveira-Silva <i>et al.</i>	2001
PE	Tomatoes; Environment Impacts; Health Surveillance.	There is a lack of effective policies to protect the health of rural workers who must deal with pesticides and the environment which has already been severely damaged.	Questionnaire	Araújo, Nogueira and Augusto	2000
RS	Pesticide Poisoning; Occupational Accidents; Agriculture	The high prevalence of health problems identified in the study calls attention to the need for measures to promote and protect rural workers’ health.	Questionnaire	Faria <i>et al.</i>	2000
RS	Mental Health; Poisoning; Educational Status.	The results call attention to the problem’s dimension and to the importance of adopting new policies to protect farm workers’ mental health.	Questionnaire	Faria <i>et al.</i>	1999
RJ	Ddt; Dieldrin; Occupational Exposure	Serum concentrations of organochlorine pesticides found in this study are comparable to the levels reported for the non-occupationally exposed population in Brazil and elsewhere.	Blood samples, Serum levels of organochlorine pesticides measured.	Paumgarten <i>et al.</i>	1998
BA	Occupational and Environmental Exposure	Rural workers and public health authorities must become aware of the importance of protective equipment, periodic health examinations and reduced environmental pollution in order to lessen occupational risks of field workers and promote improved conditions of life for the rural population.	Parameters of biochemistry, hematology, and organochlorine insecticide residues in the blood.	Carvalho	1991

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
SP	CNS Magnese Intoxication	Occupational exposure to pesticides containing Mn is a possible source of Mn intoxication of the CNS.	Mn intoxication	Ferraz <i>et al.</i>	1988
CANCER, GENOTOXICITY, DNA DAMAGE, OXIDATIVE STRESS					
SP	Machine Learning; Genotoxicity Micronucleus; Smoking; Agriculture	Exposing agricultural workers to pesticides and/or tobacco had genotoxic potential, but concomitant exposure to xenobiotics did not lead to additive or potentiating effects.	Oral mucosa cells, cytogenetic analysis	Tomiazzi <i>et al.</i>	2018
SC	DNA Damage; Oxidative Stress	Exposed individuals, participants of this study, are more subject to suffer genetic damage and, consequently, more susceptible to diseases resulting from such damages	Blood samples, comet assay and the cytokinesis-block micronucleus technique and thiobarbituric acid reactive substance and catalase activity.	Hilgert Jacobsen-Pereira <i>et al.</i>	2018
MG	Genotoxicity Test; Bioindicators and Clinical Evaluation	The group exposed to organophosphates presented significant changes in all these parameters compared to the control group and showed significant changes in budding, condensed chromatin and karyolytic cells compared to the group non-exposed to organophosphates. Data from clinical evaluation showed significant changes in the central nervous, respiratory and auditory systems.	Blood, urine and buccal samples, activities of cholinesterases, the levels of urinary dialkyl phosphates, genotoxicity data, from a cytome assay.	Silvério <i>et al.</i>	2017
RS	Skin Neoplasms; Occupational Risks; Oncology Nursing; Clinical Competence; Health Communication	This study's results allowed to clarify the combination of clinical knowledge and risk communication regarding skin cancer to rural workers.	Observational-exploratory study	Cezar-Vaz <i>et al.</i>	2015
RS	Oxidative stress, TBARS, protein carbonyls.	The results demonstrated a change in the oxidative status of rural workers compared to the control group, mainly by possible inhibition of AChE activity and the occurrence of oxidative stress without showing changes in biochemical parameters.	Questionnaire and blood sample	Murussi <i>et al.</i>	2014

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
RJ	Brain Cancer; Age-Period-Cohort; Agriculture; Trend	There is an increasing trend in brain cancer mortality rates in the rural Serrana Region in Brazil. At the ecological level, different environmental factors, especially the use of pesticides, may explain regional disparities in the mortality patterns from brain cancers.	Descriptive study examined brain cancer mortality who died between 1996 and 2010.	Miranda Filho <i>et al.</i>	2014
GO	Occupational Exposure; DNA Damage; MN Comet Assay	Occupational exposure to pesticides could cause genome damage in somatic cells, representing a potential health risk to rural workers that constantly deal with agrochemicals without adequate personal protection equipment.	Micronucleus and the comet assay.	Khayat <i>et al.</i>	2013
GO	Polymorphism GST; Biomarkers	The authors could not associate a null GSTT1 or null GSTM1 polymorphisms or both to intoxication events caused by pesticides, but instead they presented the importance of using Personal Protection Equipment to prevent such harm.	Blood sample	Godoy <i>et al.</i>	2014
CE	Biomonitoring; Human Lymphocytes; Comet Assay; Chromosomal Aberrations	Damages caused by pesticides in our study area were not great enough to induce permanent mutations or to interfere with mitotic apparatus formation; minimal pesticide damages could have undergone cellular repair, explaining the absence of structural and numerical chromosome aberration.	Alkaline comet assay and the chromosome aberration test.	Paiva <i>et al.</i>	2011
PE and AL	Carcinogenesis; Analysis of Principal Components	Both endosulfan and its metabolites are electrophilic and have carcinogenic potential.	Electronic parameters (Electron affinity, dipole moments, electrostatic attraction, formation heat and permeability of the cell membrane).	Bedor <i>et al.</i>	2010

Continue...

Table 1 – Continuation.

State	Target	Major findings	Methodology	Reference	Year
SP	Cancer; Agriculture;	Cancers of the skin and digestive system were the most prevalent.	Database containing records of Amaral Carvalho Hospital.	De Brito Sá Stopelli and Crestana	2005
RJ	Mortality; Cancer; Ecological analysis	Agricultural workers 30–49 years old showed higher, but not statistically significant, mortality by stomach, esophagus, liver, testis, and prostate cancer, and soft-tissue sarcoma in the period of 1979–1988, and by testis and penis cancer, leukemia, and soft-tissue sarcoma in the period of 1989–1998.	National Mortality Information System between 1979 and 1998	Meyer <i>et al.</i>	2003
SP	Chromosome Aberrations; Toxicology; Contamination.	Although workers used protection against the pesticide's fog, the results revealed that they were contaminated with the pesticides.	Toxicological dosages of copper, zinc and manganese, hepatic enzyme dosage and acetylcholinesterase activity	Brega <i>et al.</i>	1998
REPRODUCTIVE HORMONES, SPERM QUALITY					
RS	Agricultural Workers; Anogenital Distance; Fungicides; Herbicides; Reproductive Hormones; Sperm Quality	Chronic occupational exposure to modern pesticides, particularly herbicides and fungicides, may adversely affect semen quality in young male farmers, potentially leading to poorer morphology. Also, exposure to agricultural pesticides may acutely increase prolactin and chronically alter sex hormone levels acting at the pituitary level through prolactin and LH suppression, hampering compensatory responses to testicular dysfunction.	Reproductive hormones, semen quality, and genital measures	Cremonese <i>et al.</i>	2017
RJ	Endocrine disruptors; Estrogenic compounds; Organochlorines; Testosterone	Seem to support the known capacity of organochlorines pesticides to exert estrogenic and anti-androgenic activity, affecting sex hormone systems through mechanisms of action that may be different for each individual compound.	Interviews and blood sample.	Freire <i>et al.</i>	2014

ES: Espírito Santo; SP: São Paulo; RJ: Rio de Janeiro; PR: Paraná; RS: Rio Grande do Sul; MG: Mato Grosso; BA: Bahia; PE: Pernambuco; CE: Ceará; MS: Mato Grosso do Sul; AL: Alagoas; SC: Santa Catarina; BR: Brasília; GO: Goiás; SE: Sergipe; DF: Distrito Federal.

da Educação). The majority of the articles are related to health disorders and occupational health, such as mental disorders, asthma, hearing, suicide, and poisoning.

Reflecting the importance of agriculture to the country's economy, Brazil has a vast legislation specifically designed to regulate the stages of the agrochemicals' life cycle at Federal and State level (GONÇALVES, 2016). All states have a pesticides register and authorization in their territory, but it also left some open controversial points regarding evaluation parameters and the attribution of inspection to the public power (GONÇALVES, 2016). Consequently, according to Pelaez, Terra and Silva (2010) there is a conflict of interests due to the ability of regulators, regulated companies and the companies themselves in adapting to the more stringent criteria for registering toxic substances (PELAEZ; TERRA; SILVA, 2010; GONÇALVES, 2016). There are studies that prove the contamination caused by the indiscriminate use of

pesticides in different regions of Brazil (ALBUQUERQUE *et al.*, 2016; CALDAS; ZANELLA; PRIMEL, 2011; RISSATO *et al.*, 2007; LAABS *et al.*, 2002; CALDAS *et al.*, 1999; Laabs *et al.*, 2002; ALHO; VIEIRA, 1997); however, this gap between Brazilian and state legislation leads to a panorama of uncertainties about the extent and degree of environmental contamination, as well as the dimension of effects to the human health and to the environment. Since there are no equal control procedures throughout the national territory, there are vulnerabilities associated with the use of agrochemicals. The European Union, one of the world's largest food producers and holding the position of the world's largest wheat producer, is in the process of implementing the world's most rigorous plan to reduce the use of pesticides. It culminated in the adoption of the Directive 2009/128/CE on the sustainable use of pesticides, whose complete implementation is planned for 2020 (GONÇALVES, 2016).

Health disorders and Occupational health

As a result of the analysis of the selected articles, four thematic categories emerged, the first three being linked to the problems that the use or misuse of pesticides generate to the environment and human health and a category linked to the appropriate practices:

- Health disorders and Occupational health;
- Genotoxicity of pesticides;
- Reproductive hormones and Sperm quality;
- Practices to reduce exposure.

Using AChE and BChE analysis, Oliveira-Silva *et al.* (2001), evaluated the exposures of rural workers of Rio de Janeiro State to anticholinesterasic pesticides. According to the authors' results and to the enzymatic indicator used, data were distinct concerning the incidence of excessive exposure. In the studied sample, a result of 3.0% was found for BChE values, and 41.8% according to AChE. Individuals with at least one positive enzymatic indicator result were considered as "intoxicated". Considering these data and comparing them to the social-economic and pesticides use factors, the importance of educational level in the prevalence of intoxication was showed. The other indicators

studied did not show any significant and evident correlation (OLIVEIRA-SILVA *et al.*, 2001). In the same way, Pasiani *et al.* (2012) conducted a knowledge, attitudes, and practices (KAP)/biomonitoring study in an agricultural setting in Midwestern Brazil. For this purpose, they assessed the knowledge, attitudes, and practices regarding the use of pesticides by farmers in two rural settings and calculated the farmers and residents' levels of exposure to organophosphorous and carbamate pesticides through red cells (AChE) and plasmatic butyrylcholinesterase (BChE) analysis. In relation to these last analyses, for some farmers, the authors found higher activity of cholinesterase inhibition during the exposure period compared to what is considered safe. This may indicate that they might be at risk by the exposure to pesticides during their agricultural activities. AChE activity depletion was also found in family farming settings, and thus may also be at risk from secondary exposure to pesticides (PASIANI *et al.*, 2012).

From an epidemiological, clinical and laboratory aspects study of multiple exposure to pesticides in a representative sample of 102 small farmers, Araújo *et al.* (2007), brought some light to moderate episodes of acute intoxication by organophosphorates either described by the farmers or observed during clinical examination. Thirteen cases of delayed neuropathies were diag-

nosed and 29 cases of neural behavioral syndromes and psychiatric disorders associated to the continued use of pesticides. From these results, they found recurrent multiple overexposures to high concentrations of

Genotoxicity of pesticides

The harmful effects on the health of rural workers, who are chronically exposed to mixtures of agrochemicals, are still little elucidated. In Brazil, Antonucci e Syllós (2000) found a positive relationship between genotoxicity and farmers in Parana, and Silva *et al.* (2008) in winery workers in Rio Grande do Sul, being observed chromosomal aberrations as genotoxicity markers (SILVA, 2012).

Among the most serious damage caused by pesticides, genotoxicity or genetic toxicology seeks to identify the action of agents that produce toxic and genotoxic effects on the genetic material. From the interaction between our genetic material and genotoxic agents, the formation of adducts, oxidative alterations or even the breakdown of DNA molecules can happen (SILVA, 2012). The elimination of this cell or its repair by the organism usually occurs, however, if the lesion is fixed it will probably cause mutations, that is, hereditary alterations. Thus, there will be a mutagenic effect, where during the replication process the perpetuation of the mutation in the daughter cells will take place (OBE *et al.*, 2002; SILVA, 2012).

The mutagenic potential is common between the pesticides, being extremely toxic to mammals. Because they inhibit the enzyme acetylcholinesterase, Organophosphorus insecticides, for example, cause an accumulation of acetylcholine in nervous tissues, impairing neurotransmission. Therefore, a reaction with DNA molecules occurs, being able to generate substitutions of bases (GRISOLIA, 2005; SILVA, 2012). In 2006, the International Agency for Research on Cancer (IARC) came to consider the organophosphate Dichlorvos as possibly carcinogenic to man (SILVA, 2012).

It is of vital importance to increase studies that seek the detection of cytogenetic damage caused by pesticides, since there is a strong association between occupational exposure to pesticides and different types of cancer (SILVA, 2012). Between them, we can highlight lung cancer (BEANE FREEMAN *et al.*, 2005), bladder (VIEL; CHALLIER, 1995), pancreas (ANDREOTTI *et al.*,

different chemicals that may cause serious damage to vital functions, if considered their young age (average 35 ± 11 years old) and the productive period in their lifetime (ARAÚJO *et al.*, 2007).

2009) and leukemias (BONNER *et al.*, 2010) (SILVA, 2012). Mechanisms of action between mutagenesis and carcinogenesis may be related. As a consequence of the damage, the mutation may be the initial stage in the process by which most chemical carcinogens initiate tumor formation (RIBEIRO; SALVADORI; MARQUES, 2003; SILVA, 2012). Therefore, genotoxicity and mutagenicity assays for a given pesticide are important for cancer risk assessment. However, they do not have the capacity to predict their carcinogenic potential (SILVA, 2012).

Important and recent articles involving this area are from Tomiazzi *et al.* (2018), Hilgert Jacobsen-Pereira *et al.* (2018) and Silvério *et al.* (2017), performed in SP, SC and MG, respectively. In Tomiazzi *et al.* (2018), the authors study the relationship between the exposure to two xenobiotics with possible carcinogenic potential. In the exposed groups, the total number of cytogenetic abnormalities and MN were higher and the exposure to pesticides proved to be more deleterious than smoking. This finding is consistent with the exposure to a mixture of pesticides in the workplace, including compounds that are potentially carcinogenic in humans, as reported by pesticide group and smoking + pesticide group participants (TOMIAZZY *et al.*, 2018).

Results obtained by Hilgert Jacobsen-Pereira *et al.* (2018) indicate the presence of genotoxic and mutagenic effects in the exposed group. Continuous and low dose exposure to complex mixtures of pesticides is associated to single and double strand breaks of DNA, oxidative stress and crosslinks. It is important to highlight that DNA damage, when incorrectly or not repaired, can persist and accumulate, triggering mutagenic processes and causing important cytogenetic changes (BENEDETTI *et al.*, 2013; HILGERT JACOBSEN-PEREIRA *et al.*, 2018).

From a study in southern Minas Gerais, Silvério *et al.* (2017) showed that workers had a hazardous exposure to organophosphates and afforded valuable data to es-

timate the risk to cancer development. The biomarkers used in this study are useful to assess and distinguish

Reproductive hormones and Sperm quality

It is interesting to highlight two studies approaching reproductive hormones and sperm quality (CREMONESE *et al.*, 2017; FREIRE *et al.*, 2014). Cremonese *et al.* (2017) investigated reproductive hormone levels, sperm quality, and genital measures in rural compared to urban young men in the South of Brazil, examining their association with occupational exposure to agricultural pesticides. According to their results, the main findings were:

- the linear dose-response relationship's poorer sperm morphology and life time use of all pesticides, fungicides, insecticides, herbicides, OP insecticides, dithiocarbamates and other chemical classes, mancozeb, glyphosate, and paraquat;
- the association of lifetime use of pesticides, particularly herbicides and fungicides, with reduced levels of LH and prolactin;
- the association of rural living and maternal farming during pregnancy with larger anogenital distance and testicular volume, but poorer sperm morphology.

Practices to reduce exposure

According to the World Health Organization, accidental poisoning kills about 355,000 people every year. Two thirds of these deaths happen in developing countries and are strongly associated with overexposure and inappropriate use of toxic chemicals, including pesticides (WHO, 2008; GONÇALVES, 2016). The use of pesticides has increased worldwide in the last decades, representing a risk for several diseases in humans, including cancer. As previously mentioned, genotoxicity underscores the importance of increasing studies that seek to detect cytogenetic damage caused by pesticides. It is among the most serious damage caused by pesticides, as there's a strong association between occupational exposure to pesticides and different types of cancer.

The inappropriate use of pesticides is of vital importance and is considered one of the main public health problems, mainly in the interior of Brazil. There are few, however, valuable studies related to the characteristics of their occupational use in order to identify the effects of the agrochemicals' use by rural workers from basic science with

the occupational and environmental exposure to pesticides (SILVÉRIO *et al.*, 2017).

The authors suggest that chronic occupational exposure to modern pesticides, particularly herbicides and fungicides, may adversely affect semen quality in young male farmers in the South of Brazil, potentially leading to poorer morphology (CREMONESE *et al.*, 2017).

On the other hand, Freire *et al.* (2014) aimed to examine the association between serum concentrations of organochlorine pesticides and levels of sex hormones in adult population in a rural area of Brazil heavily contaminated with these pesticides. The authors found an inverse association between organochlorine pesticide concentrations and testosterone in men and LH and FSH in peri-/postmenopausal women, together with the high proportion of women with elevated prolactin. Based on their findings, the authors suggest that, in this population, these organochlorine compounds may have triggered anti-androgenic effects in men and estrogenic effects in women (FREIRE *et al.*, 2014).

enough relevance to give a return to society's health. Therefore, it is necessary to obtain a profile of the rural worker through the study on the use of agrochemicals' impact, as well as the possible genetic and cytological modifications that can be triggered by these treatments.

According to Abreu & Alonzo (2014), the chemical industries encourage the expansion of the use of their products through aggressive marketing and commercialization practices, supported by the Brazilian legislation on agrochemicals (PORTO & SOARES, 2012; MIRANDA *et al.*, 2007). They disregard the health impacts on farmers by promoting "safe use" (ABREU & ALONZO, 2014). The safety manuals prepared by the Associação Nacional de Defesa Vegetal (IWAMI *et al.*, 2010; ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE DEFESA VEGETAL, 2006) credit the hazards and accidents involved in the handling of pesticides to the "incorrect use" by the worker and not to the toxicity of the formulations and to the imposition of the agrochemical model of production in the Country (BREIHL, 2003; ABREU & ALONZO, 2014).

Quite common for rural workers, mainly by poor communication of risks to the population, is mixing active substances with the objective of achieving a potent effect, the so-called cocktail effect (REFSTRUP; LARSEN; MEYER, 2010; HERNÁNDEZ *et al.*, 2013; GONÇALVES, 2016). Individually, these active substances can be approved but mixed imply greater risks. Brazilian legislation does not provide tests on the effects of that, which are frequent and rarely punished. Although already regulated in several States, there is an urgent need to spread the information about the risks of using agrochemicals to the population and gain national dimension (GONÇALVES, 2016).

Stoppelli & Magalhães (2005), cited some strategies to minimize negative impacts to the producer and consumer: greater inspection of manufacturing, import, export and quality, as well as products sales; greater control over use, including correct disposal of empty packaging and waste; application only when necessary, in the correct dose and preferring less toxic formulations; greater control in commercialized foods; restrictions by the responsible organs of those products without full epidemiological and environmental studies; banning, when necessary, classes of pesticides; simplifying labels on packaging; risk communication; changes in the production and labor model; greater adequacy of protective equipment to excessive heat in tropical countries. Also incentive to government policies that incorporate, before crediting these products, an earlier structuring of the system, such as the preparation of labor, certification of Good Agricultural Practices and compliance with laws and improvements in inspection (STOPPELLI & MAGALHÃES, 2005).

As reported by Maroni, Fait and Colosio (1999), in the European Union a set of tests is required and

designed to identify a toxicological profile of the substance. This profile includes: acute toxicity (oral, inhalation, dermal), skin and eye irritation, skin sensitization, short-term toxicity (28–90 days), mutagenicity, long-term toxicity (2 years), carcinogenicity, reproductive toxicity and other special effects (MARONI; FAIT; COLOSIO, 1999). According to the same author, developed countries' stringent requirements have to be satisfied before a product is authorized and the costs of meeting these requirements are very high. With the lack of legislation and adequate control's infrastructure to enforce legislation mainly in developing countries, the rural worker, often misinformed, starts to use pesticides that contain dangerous compounds which do not have controlled adverse effects both to humans and to the environment (MARONI; FAIT; COLOSIO, 1999).

The production of organic products through price reduction policies is also worth highlighting as a possible measure to be taken. According to Soares (2010), as it is done with alcohol and cigarettes in Brazil, making the production of pesticides less attractive by charging the products with high toxicity could be done. Having less than 1% of accredited establishments, the organic market in Brazil is considered very shy (IBGE, 2006; SOARES, 2010). Already in Europe, mainly due to the implemented policies encouraged the expansion of this market. About 11% of the land used for agriculture in Austria is occupied by certified organic producers, 7 to 10% in the Czech Republic, Greece, Italy, Sweden and Switzerland, 4 to 6% in Denmark, Estonia, Germany, Finland, Lithuania, Portugal, Slovakia, Slovenia, Spain and the United Kingdom, and less than 3% in other countries (PADEL; RÖCKLINSBERG; SCHMID, 2009; SOARES, 2010).

CONCLUSION

Rural workers and planting care are associated with a variety of occupational health hazards, both by physical factors and extreme weather conditions, and by exposure to hazards arising from the use of toxicological chemicals, such as pesticides and fertilizers. There are also biological and mechanical risks. Farmers are involved in different farming activities, so they are susceptible to numerous work-related health disorders. In many cases, producers do not give adequate attention to preventing and controlling

occupational health problems. For the rural environment, comprehensive occupational health programs are adequately developed for this public, involving both preventive, curative and rehabilitation aspects. Studies such as Chaudhuri (2000), Cavalheiro *et al.* (2014) and Rempel, Haetinger and Sehnem (2013) demonstrate that there are health problems related to the occupational health of rural producers and that they demonstrate that specific programs can improve their quality of life.

Several studies report and describe the genotoxic effect of pesticides on farmers who use them, including a study by Doğanlar *et al.* (2018), which shows that populations of areas close to sites that use agrototoxic, even if they are not in contact with them, present an increase in the genotoxicity verified in blood test. These same authors suggest that biological monitoring efforts should be made to control non-occupational exposure to pesticides and thus safeguarding the health of agricultural residents. Despite the possible immediate benefits of using pesticides, it is important to stress that they are toxic substances and that their uncontrolled use causes severe damage to environmental and human health (GONÇALVES, 2016). Many countries encourage sustainable agricultural practices and have restrictions on importing products without proven food security. Therefore, even if the elimination of pesticide use in agriculture is still far away, its use in a rational manner and respecting quantity, application, environmental legislation and with appropriate PPE use, make the genotoxic risks smaller.

Most articles that relate the change in reproductive hormones and sperm quality to the prolonged use of pesticides in agriculture also mention that pregnant women exposed to pesticides accumulate active ingredients and pass them to the fetus. In a study carried out with rural producers in a city in the interior of Rio Grande do Sul, they do not relate the inadequate use of pesticides to their health status, even though they know the problems that pesticides can have on their health (WAHLBRINCK; BICA; REMPEL, 2017).

Many countries, mainly from the European Union, have adopted targets to reduce the use of agrochemicals, but countries that have their agriculture heavily depen-

dent on pesticides must follow the regulations of the US EPA, which is the agency that regulates the amount of pesticide residues considered to be reliable in food. These sustainable environmental measures and practices, such as crop rotation and crop diversity, are necessary to ensure that even using only pesticides, there is less risk of generating health problems. Also, the measures adopted by the EU can be adapted to the Brazilian reality, improving the Brazilian agrochemicals' management system and for the Brazilian products to be certified and accepted in the European market.

This review made it possible to understand the current situation of the association between the exposure to pesticides and their possible effects caused to Brazilian rural workers. Considering the size of the country and although the research on the impact of the use of pesticides on human health has grown in recent years, it is still insufficient to really know the dimension of their damage on human health, caused by occupational exposure and by the intensive use of agrochemicals. It is fundamental to identify the presence of genotoxic and mutagenic effects of the use of pesticides in rural workers, considering the strong relationship between mutagenesis and carcinogenesis in pesticide users, as well as other damages involving health disorders and reproductive hormones.

Brazil has been growing in relation to the consumption of agrochemicals as well as in the production and export of agricultural products. It is up to us, and mainly to the governments, the search for the disciplining of their use, preventive actions and change to an agriculture aware of the environmental health, the consumer and the rural worker (STOPPELLI & MAGALHÃES, 2005).

CONFLICT OF INTERESTS

The authors confirm that this article content has no conflicts of interest.

FUNDING SOURCES

This study was financed in part by the Brazilian Coordination for the Improvement of Higher Education Per-

sonnel (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior—CAPES), Finance Code 001.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author is grateful for the Postdoctoral grant from CAPES.

REFERENCES

- ABREU, P. H. B.; ALONZO, H. G. A. Trabalho rural e riscos à saúde: uma revisão sobre o “uso seguro” de agrotóxicos no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 19, n. 10, p. 4197-4208, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320141910.09342014>
- AGRONEWS. Top Six Agrochemical Firms Grew Steady 2013. *AgroNews*, 2014. Available at: <<http://news.agropages.com/News/NewsDetail---11846-e.htm>>. Accessed on: Nov., 2018.
- ALBUQUERQUE, A. F.; RIBEIRO, J. S.; KUMMROW, F.; NOGUEIRA, A. J.; MONTAGNER, C. C.; UMBUZEIRO, G. A. Pesticides in Brazilian freshwaters: a critical review. *Environmental Science: Process & Impacts*, v. 18, n. 7, p. 779-787, 2016. <http://dx.doi.org/10.1039/c6em00268d>
- ALHO, C. J. R.; VIEIRA, L. M. Fish and wildlife resources in the pantanal wetlands of Brazil and potential disturbances from the release of environmental contaminants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 16, n. 1, p. 71-74, 1997. <https://doi.org/10.1002/etc.5620160107>
- ANDREOTTI, G.; FREEMAN, L. E.; HOU, L.; COBLE, J.; RUSIECKI, J.; HOPPIN, J. A.; SILVERMAN, D. T.; ALAVANJA, M. C. Agricultural pesticide use and pancreatic cancer risk in the Agricultural Health Study Cohort. *International Journal of Cancer*, v. 124, p. 2495-2500, 2009. <https://doi.org/10.1002/ijc.24185>
- ANTONUCCI, G. A.; SYLLOS CÓLUS, I. M. Chromosomal aberrations analysis in a Brazilian population exposed to pesticides. *Teratogenesis, Carcinogenesis, and Mutagenesis Banner*, v. 20, n. 5, p. 265-272, 2000. [https://doi.org/10.1002/1520-6866\(2000\)20:5%3C265::AID-TCM2%3E3.0.CO;2-%23](https://doi.org/10.1002/1520-6866(2000)20:5%3C265::AID-TCM2%3E3.0.CO;2-%23)
- ARAÚJO, A. C.; NOGUEIRA, D. P.; AUGUSTO, L. G. Pesticide impact on health: a study of tomato cultivation. *Revista de Saúde Pública*, v. 34, n. 3, p. 309-313, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102000000300016>
- ARAÚJO, A. J.; LIMA, J. S.; MOREIRA, J. C.; JACOB, S. do C.; SOARES, M. de O.; MONTEIRO, M. C.; AMARAL, A. M.; KUBOTA, A.; MEYER, A.; COSENZA, C. A.; NEVES, C.; MARKOWITZ, S. Multiple exposure to pesticides and impacts on health: a cross-section study of 102 rural workers, Nova Friburgo, Rio de Janeiro State, Brazil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 115-130, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232007000100015>
- ARAÚJO-PINTO, M. D.; PERES, F.; MOREIRA, J. C. Using the ‘Driving Force - Pressure - State - Exposure - Effects - Action’ (DPSEEA) model of the World Health Organization (WHO) for the analysis of risks related to the use of pesticides in agricultural activities in the state of Rio de Janeiro]. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p. 1543-1555, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232012000600018>
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE DEFESA VEGETAL. *Manual de segurança e saúde do aplicador de produtos fitossanitários*. Campinas: Linea Creativa, 2006.
- AUGUSTO, L. G. S.; CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; FRIEDRICH, K.; FARIA, N. M. X.; BÚRIGO, A. C.; FREITAS, V. M. T.; GUIDUCCI FILHO, E. (Orgs.). *Dossiê Abrasco: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde: 2ª Parte*. Rio de Janeiro: Abrasco, 2012.
- BARCELLOS, M.; FALETTI, M. M.; MADUREIRA, L. A.; BAUER, F. C. Analytical evaluation of the protection offered by sealed tractor cabins during crop pulverization with fenitrothion. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 188, n. 12, p. 660, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5632-5>
- BAZILIO, M. M.; FROTA, S.; CHRISMAN, J. R.; MEYER, A.; ASMUS, C. I.; CAMARA, V. de M. Temporal auditory processing in rural workers exposed to pesticide. *Jornal da Sociedade Brasileira de Fonoaudiologia*, v. 24, n. 2, p. 174-180, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-64912012000200015>
- BEANE FREEMAN, L. E.; BONNER, M. R.; BLAIR, A.; HOPPIN, J. A.; SANDLER, D. P.; LUBIN, J. H.; DOSEMECI, M.; LYNCH, C. F.; KNOTT, C.; ALAVANJA, M. C. R. Cancer incidence among male in the Agricultural Health Study cohort exposed to diazinon. *American Journal of Epidemiology*, v. 162, n. 11, p. 1070-1079, 2005. <https://doi.org/10.1093/aje/kwi321>

BEDOR, C. N.; MORAIS, R. J.; CAVALCANTI, L. S.; FERREIRA, J. V.; PAVÃO, A. C. Carcinogenic potential of endosulfan and its metabolites based on a quantum chemical model. *Science of the Total Environment*, v. 408, n. 24, p. 6281-6284, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.014>

BENEDETTI, D.; NUNES, E.; SARMENTO, M.; PORTO, C.; SANTOS, C. E. I.; DIAS, J. F.; SILVA, J. Genetic damage in soybean workers exposed to pesticides: evaluation with the comet and buccal micronucleus cytome assays. *Mutation Research*, v. 752, n. 1-2, p. 28-33, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2013.01.001>

BONNER, M. R.; WILLIAMS, B. A.; RUSIECKI, J. A.; BLAIR, A.; BEANE FREEMAN, L. E.; HOPPIN, J. A.; DOSEMECI, M.; LUBIN, J.; SANDLER, D. P.; ALAVANJA, M. C. Occupational exposure to terbufos and the incidence of cancer in the Agricultural Health Study. *Cancer Causes Control*, v. 21, n. 6, p. 871-877, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10552-010-9514-9>

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Relatório de Gestão 2013*. Brasil: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2013. Available at: <<http://www.agricultura.gov.br/aceso-a-informacao/auditorias/2013/sfa-go.pdf>>. Accessed on: Oct., 2018.

_____. Ministério do Meio Ambiente. *Segurança Química*. Agrotóxicos. Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2015. Available at: <<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/agrotoxicos>>. Accessed on: Oct., 2018.

BREGA, S. M.; VASSILIEFF, I.; ALMEIDA, A.; MERCADANTE, A.; BISSACOT, D.; CURY, P. R.; FREIRE-MAIA, D. V. Clinical, cytogenetic and toxicological studies in rural workers exposed to pesticides in Botucatu, São Paulo, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 14, supl. 3, p. S117-123, 1998. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X1998000700011>

BREIHL, J. *Epidemiología crítica: ciencia emancipadora e interculturalidad*. Buenos Aires: Lugar Editorial, 2003.

CALDAS, E. D.; COELHO, R.; SOUZA, L. C. K. R.; SILVA, S. C. Organochlorine Pesticides in Water, Sediment, and Fish of Paranoá Lake of Brasília, Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 62, n. 2, p. 199-206, 1999.

CALDAS, S. S.; ZANELLA, R.; PRIMEL, E. G. Risk Estimate of Water Contamination and Occurrence of Pesticides in the South of Brazil. *Herbicides and Environment*, p. 471-492, 2011.

CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; RIZOLLO, A.; MULLER, N. M.; ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICH, K.; MELLO, M. S. C. (Orgs.). *Dossiê Abrasco: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde: 1ª Parte*. Rio de Janeiro: Abrasco, 2012.

CARNEIRO, F. F.; TAMBELLINI, A. T.; SILVA, J. A.; HADDAD, J. P. A.; BÚRIGO, A. C.; SÁ, W. R.; VIANA, F. C.; BERTOLINI, V. A. Health of families from the Landless Workers' Movement and temporary rural workers, Brazil, 2005. *Revista de Saúde Pública*, v. 42, n. 4, p. 757-763, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102008005000037>

CARVALHO, W. A. Risk factors related with occupational and environmental exposure to organochlorine insecticides in the state of Bahia, Brazil, 1985. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana*, v. 111, n. 6, p. 512-524, 1991.

CAVALHEIRO, C. N.; REMPEL, C.; LAROQUE, L. F. S.; MACHADO, B. N. B. Perfil socioeconômico e análise da qualidade de vida dos produtores de leite da comunidade São Justino, em Juína/MT. *Destaques Acadêmicos*, v. 6, n. 3, p. 148-156, 2014.

CEZAR-VAZ, M. R.; BONOW, C. A.; MELLO, M. C.; SILVA, M. R. Socio-environmental approach in nursing: focusing on rural labor and the use of pesticides. *Revista Brasileira de Enfermagem*, v. 69, n. 6, p. 1179-1187, 2016. <https://dx.doi.org/10.1590/0034-7167-2016-0364>

CEZAR-VAZ, M. R.; BONOW, C. A.; PIEKAK, D. R.; KOWALCZYK, S.; VAZ, J. C.; BORGES, A. M. Skin cancer in rural workers: nursing knowledge and intervention. *Revista da Escola de Enfermagem da USP*, v. 49, n. 4, p. 564-571, 2015. <https://dx.doi.org/10.1590/S0080-623420150000400005>

- CHAUDHURI, R. N. Occupational health problems among agricultural and plantation workers. *Journal of the Indian Medical Association*, v. 98, n. 8, p. 439-441, 2000.
- CONTI, C. L.; BARBOSA, W. M.; SIMÃO, J. B. P.; ÁLVARES-DA-SILVA, A. M. Pesticide exposure, tobacco use, poor self-perceived health and presence of chronic disease are determinants of depressive symptoms among coffee growers from Southeast Brazil. *Psychiatry Research*, v. 260, p. 187-192, 2018. <https://dx.doi.org/10.1016/j.psychres.2017.11.063>
- CREMONESE, C.; PICCOLI, C.; PASQUALOTTO, F.; CLAPAUCH, R.; KOIFMAN, R. J.; KOIFMAN, S.; FREIRE, C. Occupational exposure to pesticides, reproductive hormone levels and sperm quality in young Brazilian men. *Reproductive Toxicology*, v. 67, p. 174-185, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.01.001>
- DE BRITO SÁ STOPPELLI, I. M.; CRESTANA, S. Pesticide exposure and cancer among rural workers from Bariri, Sao Paulo State, Brazil. *Environment International*, v. 31, n. 5, p. 731-738, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.02.002>
- DOĞANLAR, Z. B.; DOĞANLAR, O.; TOZKIR, H.; GÖKALP, F. D.; DOĞAN, A.; YAMAÇ, F.; AŞKIN, O. O.; AKTAŞ, U. E. Nonoccupational Exposure of Agricultural Area Residents to Pesticides: Pesticide Accumulation and Evaluation of Genotoxicity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 75, n. 4, p. 530-544, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0545-7>
- ECKERMAN, D. A.; GIMENES, L. S.; DE SOUZA, R. C.; GALVÃO, P. R.; SARCINELLI, P. N.; CHRISMAN, J. R. Age related effects of pesticide exposure on neurobehavioral performance of adolescent farm workers in Brazil. *Neurotoxicology and Teratology*, v. 29, n. 1, p. 164-175, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ntt.2006.09.028>
- FARIA, N. M.; FACCHINI, L. A.; FASSA, A. G.; TOMASI, E. A cross-sectional study about mental health of farm-workers from Serra Gaucha (Brazil). *Revista de Saúde Pública*, v. 33, n. 4, p. 391-400, 1999. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89101999000400011>
- FARIA, N. M.; FACCHINI, L. A.; FASSA, A. G.; TOMASI, E. The rural labor process and health in the Southern Brazilian mountains: a descriptive study. *Caderno de Saúde Pública*, v. 16, n. 1, p. 115-128, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2000000100012>
- FARIA, N. M.; FASSA, A. G.; MEUCCI, R. D. Association between pesticide exposure and suicide rates in Brazil. *Neurotoxicology*, v. 45, p. 355-362, 2014a. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2014.05.003>
- FARIA, N. M.; FACCHINI, L. A.; FASSA, a.g.; TOMASI, E. Trabalho rural e intoxicações por agrotóxicos. *Cad. Saúde Pública*, v.20, n. 5, p.1298-1308, 2004.
- FARIA, N. M.; FASSA, A. G.; MEUCCI, R. D.; FIORI, N. S.; MIRANDA, V. I. Occupational exposure to pesticides, nicotine and minor psychiatric disorders among tobacco farmers in southern Brazil. *Neurotoxicology*, v. 45, p. 347-354, 2014b. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2014.05.002>
- FERRAZ, H. B.; BERTOLUCCI, P. H.; PEREIRA, J. S.; LIMA, J. G.; ANDRADE, L. A. Chronic exposure to the fungicide maneb may produce symptoms and signs of CNS manganese intoxication. *Neurology*, v. 38, n. 4, p. 550-553, 1988.
- FIORI, N. S.; FASSA, A. G.; FARIA, N. M.; MEUCCI, R. D.; MIRANDA, V. I.; CHRISTIANI, D. C. Wheezing in tobacco farm workers in southern Brazil. *American Journal of Industrial Medicine*, v. 58, n. 11, p. 1217-1228, 2015. <http://dx.doi.org/10.1002/ajim.22447>
- FREIRE, C.; KOIFMAN, R. J.; SARCINELLI, P. N.; ROSA, A. C.; CLAPAUCH, R.; KOIFMAN, S. Association between serum levels of organochlorine pesticides and sex hormones in adults living in a heavily contaminated area in Brazil. *International Journal of Hygiene Environmental Health*, v. 217, p. 2-3, p. 370-378, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.07.012>
- GODOY, F. R.; COSTA, E. O.; DA SILVA REIS, A. A.; BATISTA, M. P.; MELO, A. V.; GONÇALVES, M. W.; CRUZ, A. S.; MELO, C. O. A.; MINASI, L. B.; RIBEIRO, C. L.; CRUZ, A. D.; SILVA, D. M. Do GSTT1 and GSTM1 polymorphisms influence intoxication events in individuals occupationally exposed to pesticides? *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 21, n. 5, p. 3706-3712, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2349-7>

GONÇALVES, M. S. *Uso sustentável de pesticidas. Análise comparativa entre a União Europeia e o Brasil*. Tese (Doutorado) – Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016.

GRISOLIA, C. K. *Agrotóxicos: mutações, câncer & reprodução*. Brasília: UnB, 2005.

HERNÁNDEZ, A. F.; PARRÓN, T.; TSATSAKIS, T.; REQUENA, M.; ALARCÓN, R.; LÓPEZ-GUARNIDO, O. Toxic effects of pesticide mixtures at a molecular level: their relevance to human health. *Toxicology*, v. 307, p. 136-145, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.06.009>

HILGERT JACOBSEN-PEREIRA, C.; DOS SANTOS, C. R.; TROINA MARASLIS, F.; PIMENTEL, L.; FEIJÓ, A. J. L.; IOMARA SILVA, C.; DE MEDEIROS, G. D. S.; COSTA ZEFERINO, R.; CURI PEDROSA, R.; WEIDNER MALUF, S. Markers of genotoxicity and oxidative stress in farmers exposed to pesticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 148, p. 177-183, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.004>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo agropecuário de 2006: resultados preliminares*. IBGE, 2006. Available at: <www.ibge.gov.br>. Accessed on: Oct., 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). *Consolidação de dados fornecidos pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins, conforme art. 41 do Decreto nº 4.074/2002*. Disponível em: <<http://ibama.gov.br/component/phocadownload/category/21-agrotoxicos>>. Accessed on: Dec. 7, 2018.

IWAMI, A.; FERREIRA, C. P.; DINNOUTI, L. A.; BUENO, F.; ARAÚJO, R. M.; GONSALVES, T.; SANTIAGO, T. *Manual de uso correto e seguro de produtos fitossanitários*. São Paulo: Linea Creativa, 2010.

JACOBSON, L. S. V.; HACON, S. S.; ALVARENGA, L.; GOLDSTEIN, R. A.; GUMS, C.; BUSS, D. F.; LEDA, L. R. Comunidade pomperana e uso de agrotóxicos: uma realidade pouco conhecida. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 14, n. 6, p. 2239-2249, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232009000600033>

KHAYAT, C. B.; COSTA, E. O.; GONÇALVES, M. W.; DA CRUZ E CUNHA, D. M.; DA CRUZ, A. S.; DE ARAÚJO MELO, C. O.; BASTOS, R. P.; DA CRUZ, A. D.; DE MELO E SILVA, D. Assessment of DNA damage in Brazilian workers occupationally exposed to pesticides: a study from Central Brazil. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 20, n. 10, p. 7334-7340, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1747-1>

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A. A.; WANTZEN, M.; DA SILVA, C. J.; ZECH, W. Pesticides in Surface Water, Sediment, and Rainfall of the Northeastern Pantanal Basin, Brazil. *Journal of Environmental Quality Abstract - Organic Compounds in the Environment*, v. 31, n. 5, p. 1636-1648, 2002. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1636>

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ZECH, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *Journal of Environmental Quality*, v. 31, n. 1, p. 256-268, 2002. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2002.0256>

LEVIGARD, Y. E.; ROZEMBERG, B. A interpretação dos profissionais de saúde acerca das queixas de “nervos” no meio rural: uma aproximação ao problema das intoxicações por agrotóxicos. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 20, n. 6, p. 1515-1524, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2004000600008>

LEVIGARD, Y. E.; ROZEMBERG, B. *A Interpretação dos Profissionais de Saúde acerca do Nervoso no Meio Rural*. Dissertação (Mestrado) – Centro de Estudos da Saúde do Trabalhador e Ecologia Humana, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2001.

MARONI, M.; FAIT, A.; COLOSIO, C. Risk assessment and management of occupational exposure to pesticides. *Toxicology Letters*, v. 107, n. 1-3, p. 145-153, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(99\)00041-7](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(99)00041-7)

MEYER, A.; CHRISMAN, J.; MOREIRA, J. C.; KOIFMAN, S. Cancer mortality among agricultural workers from Serrana Region, state of Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Research*, v. 93, n. 3, p. 264-271, 2003.

MEYER, A.; KOIFMAN, S.; KOIFMAN, R. J.; MOREIRA, J. C.; DE REZENDE CHRISMAN, J.; ABREU-VILLACA, Y. Mood disorders hospitalizations, suicide attempts, and suicide mortality among agricultural workers and residents in an area with intensive use of pesticides in Brazil. *Journal of Toxicology Environmental Health A*, v. 73, n. 13-14, p. 866-877, 2010. <https://doi.org/10.1080/15287391003744781>

MIRANDA, A. C.; MOREIRA, J. C.; CARVALHO, R.; PERES, F. Neoliberalismo, uso de agrotóxicos e a crise da soberania alimentar no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 1, p. 7-14, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232007000100002>

MIRANDA FILHO, A. L.; KOIFMAN, R. J.; KOIFMAN, S.; MONTEIRO, G. T. Brain cancer mortality in an agricultural and a metropolitan region of Rio de Janeiro, Brazil: a population-based, age-period-cohort study, 1996-2010. *BMC Cancer*, v. 14, p. 320, 2014. <https://doi.org/10.1186/1471-2407-14-320>

MURUSSI, C.; HORN, R. C.; SANTI, A.; CLASEN, B. E.; REIS, G.; SOUZA, D.; BORTOLOTTI, J. W.; MANFIO, C. E.; LORO, V. L. Changes in oxidative markers, endogenous antioxidants and activity of the enzyme acetylcholinesterase in farmers exposed to agricultural pesticides - a pilot study. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 44, n. 7, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20130516>

NASRALA NETO, E.; LACAZ, F. A.; PIGNATI, W. A. Health surveillance and agribusiness: the impact of pesticides on health and the environment. Danger ahead! *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 19, n. 12, p. 4709-4718, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320141912.03172013>

NEVES, F. R. M. *Efeito dos agrotóxicos e seus metabólitos em células sanguíneas*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2017.

OBE, G.; PFEIFFER, P.; SAVAGE, J. R.; JOHANNES, C.; GOEDECKE, W.; JEPPESEN, P.; NATARAJAN, A. T.; MARTÍNEZ-LÓPEZ, W.; FOLLE, G. A.; DRETS, M. E. Chromosomal Aberrations: Formation, Identification and Distribution. *Mutation Research*, v. 504, n. 1-2, p. 17-36, 2002.

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

PADEL, S.; RÖCKLINSBERG, H.; SCHMID, O. The implementation of organic principles and values in the European Regulation for organic food. *Food Policy*, v. 34, p. 245-251, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2009.03.008>

PAIVA, J. C.; CABRAL, I. O.; SOARES, B. M.; SOMBRA, C. M.; FERREIRA, J. R. O.; MORAES, M. O.; CAVALCANTI, B. C.; PESSOA, C. Biomonitoring of rural workers exposed to a complex mixture of pesticides in the municipalities of Tianguá and Ubajara (Ceará state, Brazil): genotoxic and cytogenetic studies. *Environmental and Molecular Mutagenesis*, v. 52, n. 6, p. 492-501, 2011. <http://dx.doi.org/10.1002/em.20647>

PASIANI, J. O.; TORRES, P.; RONIERY SILVA, J.; DINIZ, B. Z.; DUTRA CALDAS, E. Knowledge, attitudes, practices and biomonitoring of farmers and residents exposed to pesticides in Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 9, n. 9, p. 3051-3068, 2012. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph9093051>

PAUMGARTTEN, F. J.; DELGADO, I. F.; OLIVEIRA, E. S.; ALLELUJA, I. B.; BARRETTO, H. H.; KUSSUMI, T. A. Levels of organochlorine pesticides in the blood serum of agricultural workers from Rio de Janeiro, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 14, supl. 3, p. S33-S39, 1998. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X1998000700005>

PEDLOWSKIA, M. A.; CANELAB, M. C.; TERRA, M. A. C.; FARIA, R. M. R. Modes of pesticides utilization by Brazilian smallholders and their implications for human health and the environment. *Crop Protection*, v. 31, n. 1, p. 113-118, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2011.10.002>

- PELAEZ, V.; TERRA, F. B.; SILVA, L. R. A regulamentação dos agrotóxicos no Brasil: entre o poder de mercado e a defesa da saúde e do meio ambiente. *Revista de Economia*, v. 36, n. 1, p. 27-48, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/re.v36i1.20523>
- PERES, F. *É veneno ou é remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos*. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999.
- PERES, F.; MOREIRA, J. C. Health, environment, and pesticide use in a farming area in Rio de Janeiro State, Brazil]. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, supl. 4, p. S612-S621, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600021>
- PERES, F.; MOREIRA, J. C.; RODRIGUES, K. M.; CLAUDIO, L. Risk perception and communication regarding pesticide use in rural work: a case study in Rio de Janeiro State, Brazil. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, v. 12, n. 4, p. 400-407, 2006. <https://doi.org/10.1179/oeh.2006.12.4.400>
- PERES, F.; RODRIGUES, K. M.; DA SILVA PEIXOTO BELO, M. S.; MOREIRA, J. C.; CLAUDIO, L. Design of risk communication strategies based on risk perception among farmers exposed to pesticides in Rio de Janeiro State, Brazil. *American Journal of Industrial Medicine*, v. 56, n. 1, p. 77-89, 2013. <http://dx.doi.org/10.1002/ajim.22147>
- PERES, F.; ROZEMBERG, B.; ALVES, S. R.; MOREIRA, J. C.; OLIVEIRA-SILVA, J. J. Communication related to pesticides use in a rural area of the state of Rio de Janeiro, Brazil]. *Revista de Saúde Pública*, v. 35, n. 6, p. 564-570, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102001000600010>
- PERES, F.; ROZEMBERG, B.; DE LUCCA, S. R. Risk perception related to work in a rural community of Rio de Janeiro State, Brazil: pesticides, health, and environment]. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 21, n. 6, p. 1836-1844, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2005000600033>
- PIRES, D. X.; CALDAS, E. D.; RECENA, M. C. Pesticide poisoning in Dourados, Mato Grosso do Sul State, Brazil, 1992/2002. *Cadernos de Saúde Pública*, n. 21, v. 3, p. 804-814, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2005000300014>
- PORTO, M. F.; SOARES, W. L. Modelo de desenvolvimento, agrotóxicos e saúde: um panorama da realidade agrícola brasileira e propostas para uma agenda de pesquisa inovadora. *Revista Brasileira de Saúde Ocupacional*, v. 37, n. 125, p. 17-30, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0303-76572012000100004>
- RATHORE, M.; BHATNAGAR, P.; MATHUR, D.; SAXENA, G. N. Burden of organochlorine pesticides in blood and its effect on thyroid hormones in women. *The Science of the Total Environment*, v. 295, n. 1-3, p. 207-2015, 2002.
- RECENA, M. C.; CALDAS, E. D.; PIRES, D. X.; PONTES, E. R. Pesticides exposure in Culturama, Brazil--knowledge, attitudes, and practices. *Environmental Research*, v. 102, n. 2, p. 230-236, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.01.007>
- REFSTRUP, T. K.; LARSEN, J. C.; MEYER, O. Risk assessment of mixtures of pesticides. current approaches and future strategies. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, v. 56, n. 2, p. 174-192, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2009.09.013>
- REMPEL, C.; HAETINGER, C.; SEHNEM, E. Reflexões de idosos sobre as relações entre o trabalho rural, problemas de coluna e postura corporal. *Estudos Sociedade e Agricultura*, v. 21, n. 2, p. 289-307, 2013.
- RIBEIRO, L. R.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K. *Mutagênese Ambiental*. Canoas: ULBRA, 2003.
- RIGOTTO, R. M.; CARNEIRO, F. F.; MARINHO, A. M. C. P.; ROCHA, M. M.; FERREIRA, M. J. M.; PESSOA, V. M.; TEIXEIRA, A. C. A.; SILVA, M. L. V.; BRAGA, L. Q. V.; TEIXEIRA, M. M. O verde da economia no campo: desafios à pesquisa e às políticas públicas para a promoção da saúde no avanço da modernização agrícola. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, p. 1533-1542, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232012000600017>

RISSATO, S. R.; GALHIANE, M. S.; DE ALMEIDA, M. V.; GERENUTTI, M.; APON, B. M. Multiresidue determination of pesticides in honey samples by gas chromatography–mass spectrometry and application in environmental contamination. *Analytical, Nutritional and Clinical Methods*, v. 101, p. 1719-1726, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.10.034>

SENA, T. R. R.; DOURADO, S. S. F.; LIMA, L. V.; ANTONIOLLI, Â. R. The hearing of rural workers exposed to noise and pesticides. *Noise Health*, v. 20, n. 92, p. 23-26, 2018. https://dx.doi.org/10.4103%2Fnah.NAH_70_16

SENA, T. R. R.; VARGAS, M. M.; OLIVEIRA, C. C. Hearing care and quality of life among workers exposed to pesticides. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 18, n. 6, p. 1753-1761, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232013000600026>

SILVA, E. J. *Avaliação dos Efeitos Genotóxicos de Agrotóxicos: Risco Ocupacional e Alimentar*. Dissertação (Mestrado em Saúde Humana e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Pernambuco, Vitória, 2012.

SILVA, J.; MORAES, C. R.; HEUSER, V. D.; ANDRADE, V. M.; SILVA, F. R.; KVITKO, K.; EMMEL, V.; ROHR, P.; BORDIN, D. L.; ANDREAZZA, A. C.; SALVADOR, M.; HENRIQUES, J. A.; ERDTMANN, B. Evaluation of genetic damage in a Brazilian population occupationally exposed to pesticides and its correlation with polymorphisms in metabolizing genes. *Mutagenesis*, v. 23, n. 5, p. 415-422, 2008. <https://doi.org/10.1093/mutage/gen031>

SILVÉRIO, A. C. P.; MACHADO, S. C.; AZEVEDO, L.; NOGUEIRA, D. A.; DE CASTRO GRACIANO, M. M.; SIMÕES, J. S.; VIANA, A. L. M.; MARTINS, I. Assessment of exposure to pesticides in rural workers in southern of Minas Gerais, Brazil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, n. 55, p. 99-106, 2017. <https://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.013>

SMITH, A. G.; GANGOLLI, S. D. Organochlorine chemicals in seafood: occurrence and health concerns. *Food and Chemical Toxicology*, v. 40, n. 6, p. 767-779, 2002.

SOARES, W. L. *Uso dos agrotóxicos e seus impactos à saúde e ao ambiente: uma avaliação integrada entre a economia, a saúde pública, a ecologia e a agricultura*. Tese (Doutorado em Ciências) – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2010.

SOARES, W.; ALMEIDA, R. M.; MORO, S. Rural work and risk factors associated with pesticide use in Minas Gerais, Brazil. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 19, n. 4, p. 1117-1127, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2003000400033>

SOARES, W.; MORO, S.; ALMEIDA, R. M. Rural workers' health and productivity: an economic assessment of pesticide use in Minas Gerais, Brazil. *Applied Health Economics and Health Policy*, v. 1, n. 3, p. 157-164, 2002.

SOARES, W. L.; PORTO, M. F. Pesticide use and economic impacts on health. *Revista de Saúde Pública*, v. 46, n. 2, p. 209-217, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102012005000006>

SOUZA, A. de; MEDEIROS, A. R.; SOUZA, A. C.; WINK, M.; SIQUEIRA, I. R.; FERREIRA, M. B. C.; FERNANDES, L.; HIDALGO, M. P. L.; TORRES, I. L. S. Avaliação do impacto da exposição a agrotóxicos sobre a saúde de população rural: Vale do Taquari (RS, Brasil). *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 16, n. 8, p. 3519-3528, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232011000900020>

STÉDILE, J.P. Brasil no necesita venenos para sostener producción alimentaria. *Agronoticias América Latina y El Caribe*, 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/agronoticias/agrot-ticias/detalle/es/?dyna_fef%5bbackuri%5d=agronoticias/archivo/mensual/es/?mes=2011>. Accessed on: July 7, 2014.

STOPPELLI, I. M. de B. S.; MAGALHÃES, C. P. Saúde e segurança alimentar: a questão dos agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 10, Supl., p. S91-S100, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232005000500012>

TOMIAZZI, J. S.; JUDAI, M. A.; NAI, G. A.; PEREIRA, D. R.; ANTUNES, P. A.; FAVARETO, A. P. A. Evaluation of genotoxic effects in Brazilian agricultural workers exposed to pesticides and cigarette smoke using machine-learning algorithms. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 2, p. 1259-1269, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0496-y>

VIEL, J. F.; CHALLIER, B. Bladder cancer among French farmers: does exposure to pesticides in vineyards play a part? *Occupational and Environmental Medicine*, v. 52, n. 9, p. 587-592, 1995.

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

WILSON, J. S.; OTSUKI, T. To spray or not to spray: pesticides, banana exports, and food safety. *Food Policy*, v. 29, n. 2, p. 131-146, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2004.02.003>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food*. Maximum Residue Limits for Pesticides and Veterinary Drugs. Geneva: WHO, 2008. Available at: <http://www.who.int/foodsafety/chem/residue_limits.pdf>. Accessed on: Dec. 7, 2018.



COMPARAÇÃO DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO VIA DETERMINAÇÃO GRAVIMÉTRICA COM AMOSTRAGEM DE GRANDE E PEQUENO VOLUME NO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL

COMPARISON OF TOTAL SUSPENDED PARTICLES MEASUREMENTS VIA HIGH AND LOW VOLUME SAMPLING IN THE STATE OF PARANA, BRAZIL

Paulo Eduardo Slapnig 

Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo (UP). Ex-aluno do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da UP – Curitiba (PR), Brasil.

Eliane Carvalho Vasconcelos 

Doutora em Ciências pela Universidade de São Paulo (USP) - São Carlos, SP. Professora no Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental e Mestrado em Biotecnologia Industrial da UP – Curitiba (PR), Brasil.

Paulo Roberto Janissek 

Doutor em Química Orgânica pela USP, Professor no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Campus Caxias do Sul – Caxias do Sul (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

Eliane Carvalho Vasconcelos – Rua Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5.300 – Campo Comprido – CEP 81280-330 – Curitiba (PR), Brasil – E-mail: evasconcelos@up.edu.br

Recebido em: 18/08/2016

Aceito em: 19/11/2018

RESUMO

Foram realizadas determinações de partículas totais em suspensão aplicando-se em paralelo dois métodos gravimétricos distintos: da amostragem de grande volume, conforme metodologia de referência estabelecida na Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Norma Brasileira (NBR) nº 9.547/97; e da amostragem de pequeno volume, conforme método definido neste estudo. As amostragens ocorreram de outubro de 2011 a janeiro de 2012, no estado do Paraná, Brasil, em locais com características distintas. O primeiro local em área urbana, sem atividades industriais vizinhas; no segundo local predominava em seu entorno uma indústria papelreira; e no terceiro, a atividade de armazenamento e distribuição de fertilizantes. O método do amostrador de pequeno volume apresentou resultados equivalentes ao método de referência na faixa de 0 a 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ em ambientes com particulado fino. Verificaram-se resultados discrepantes em ambiente com partículas de diâmetros maiores. Esses resultados foram atribuídos à limitação do ajuste inicial de vazão com o método de referência e sua limitação de controle ao longo da amostragem. A ampla faixa de velocidade de aspiração de amostra admitida para o método de referência aumenta a incerteza de seus resultados, principalmente em atmosferas com partículas de maior diâmetro. O método da amostragem de pequeno volume proposto demonstrou ser uma alternativa mais moderna e vantajosa para determinação de partículas totais em suspensão, se comparado ao método de referência, e possibilita maior flexibilidade e menor incerteza de resultados decorrentes da amostragem.

Palavras-chave: poluição atmosférica; qualidade do ar; métodos; particulado total em suspensão; partículas totais em suspensão; ABNT NBR 9.547; amostrador de grande volume; amostrador de pequeno volume.

ABSTRACT

Total suspended particles determinations were performed in parallel with two different gravimetric methods: the high-volume sampling method, reference methodology established in Brazil by ABNT NBR 9,547/97, and the low-volume sampling method, defined in this study. Samples were undertaken from October/2011 to January/2012, in the state of Paraná, Brazil, at three locations with different human activities. The first was mainly urban, with no industries around. The second had a paper mill in the surroundings and the third had around fertilizer handling, transportation and storage. Low-volume sampling method generated equivalent results to the reference method at the range 0 to 100 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in atmospheres with fine particulate. The atmosphere with greater particles generated discrepant results. This was due to the reference sampler limitations at initial flow adjustment and flow control during sampling period. The wide range admitted to the sampling air velocity at the reference method increases the uncertainty of its results, mainly in atmospheres with

greater particles. The low-volume method proposed at this study is a more advanced alternative with advantages for total suspended particles measurement if compared to the reference method, and it is a more flexible alternative method that carries less uncertainty of results assigned to sampling.

Keywords: atmospheric pollution; air quality; methods; total suspended particles; ABNT NBR 9,547; high volume sampling; low volume sampling.

INTRODUÇÃO

As evidências epidemiológicas verificadas nas populações, conforme estudos conduzidos na Europa e na América, demonstraram efeitos adversos à saúde de indivíduos pela exposição a partículas em suspensão por longo e curto período (WHO, 2005). Diversos pesquisadores têm avaliado os efeitos da concentração de partículas no ar sobre alguns aspectos da saúde humana. Estudos verificaram que para cada incremento de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ de particulado com menos de $10 \mu\text{m}$ de diâmetro aerodinâmico (PM₁₀) houve excesso de internações de 4,25% para doenças respiratórias totais, de 5,74% para doenças respiratórias em menores de 5 anos, e de 2,29% para doenças cardiovasculares em maiores de 39 anos (NARDOCCI *et al.*, 2013). A exposição ao material particulado com menos de $2,5 \mu\text{m}$ de diâmetro aerodinâmico (PM_{2.5}) esteve associada às internações por doenças respiratórias em crianças (CESAR; NASCIMENTO; CARVALHO, 2013). Praticantes de exercícios em locais com elevadas concentrações de material particulado podem ter redução de suas funções pulmonares (KESAVACHANDRAN *et al.*, 2015). Os efeitos adversos da exposição ao particulado inalável vão além das doenças cardiorrespiratórias, pois aumentam o risco de recém-nascidos com baixo peso (ROMÃO *et al.*, 2013). E há inclusive estudos que relatam associação entre o nível de PM₁₀ e a mortalidade (BLANCO-BECERRA *et al.*, 2014; CESARONI *et al.*, 2013). Entretanto, não se sabe precisar atualmente sobre o nível de exposição ao particulado que não causa efeitos nocivos ao ser humano (KIM; KABIR; KABIR, 2015; KUMAR; ATTRI, 2016).

As chamadas partículas inaláveis, ou PM₁₀, são a fração das partículas totais em suspensão (PTS) com maior potencial para causar danos à saúde, motivo pelo qual a Agência de Proteção Ambiental Americana substituiu

o PTS pelo PM₁₀ na definição do padrão nacional de qualidade do ar, em 1987 (DAUMAS; MENDONÇA; LEON, 2004). Na comunidade Europeia, a fração de interesse e alvo de definição de limite legal de concentração também é o PM₁₀, e não há padrão para PTS, segundo o Comitê Técnico da Comunidade Europeia (ECTC, 2010).

Entretanto, alguns países ainda mantêm padrões para PTS, tais como Brasil, Colômbia e México (BRASIL, 1990; COLÔMBIA, 1982; MÉXICO, 2005). No Brasil, os padrões de qualidade do ar para PM₁₀ estão estabelecidos em $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ para média aritmética anual, e em $150 \mu\text{g.m}^{-3}$ para média de 24 horas. E os padrões para PTS estão estabelecidos em $80 \mu\text{g.m}^{-3}$ para média anual e em $240 \mu\text{g.m}^{-3}$ para média de 24 horas (BRASIL, 1990).

A determinação da concentração de partículas não é simples, pois existe uma variedade de técnicas de medição, e por conta da complexidade da natureza do material particulado, a escolha do método de medição pode influenciar no resultado. Alguns métodos fornecem resultados contínuos, tais como analisadores por β atenuação, analisadores óticos, monitores tipo microbalança oscilante/elemento cônico, e outros são gravimétricos, dependem da coleta em filtros e de pesagem do material coletado (REINO UNIDO, 2005).

Nos Estados Unidos, conforme a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 2011), o método de referência e aprovado para determinação de PTS está estabelecido em 40 CFR, Part 50, Appendix B, de 1982, via amostragem de grande volume (AGV) e gravimetria. Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997), no Brasil, a metodologia de referência e aprovada para a determinação de PTS é a ABNT/Norma Brasileira (NBR) n° 9.547/97, via AGV, elaborada com

base na norma americana. Outros países da América Latina também tiveram seus métodos de referência para determinação do PTS com base na norma americana, tais como México e Colômbia (MÉXICO, 2005; COLÔMBIA, 1982).

No Brasil, os resultados de PTS obtidos com outros métodos podem ser considerados válidos, desde que equivalentes aos obtidos com o método de referência (BRASIL, 1990). Ou seja, a utilização de outros métodos requer de comprovação de sua equivalência de resultados. Diante dessa abertura legal e da alternativa de métodos mais modernos e vantajosos, porém localmente ainda não consagrados, este trabalho avaliou resultados de PTS obtidos com dois métodos gravimétricos distintos, o de referência e o da amostragem de pequeno volume (APV) definido neste estudo.

A determinação do PTS via método de referência, também chamado de AGV, consiste na aspiração de ar ambiente por meio de um filtro, abrigado, em que por meio das condições de vazão e dimensionamento da abertura de adução do ar estabelecidas no método, ocorre a captação de partículas de diâmetro até $50 \mu\text{m}$ e em uma faixa de velocidade aproximada entre 20 e $35 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, correspondente à vazão de amostragem entre $1,1$ e $1,7 \text{ m}^3\cdot\text{min}^{-1}$. Nesse método, a vazão e a velocidade de amostragem não têm controle automatizado ao longo da amostragem, mas somente ajuste inicial aproximado a partir do ajuste de um variador de tensão de alimentação do motor. O ajuste inicial é aproximado, pois a vazão é verificada a partir do registro de deflexão em carta gráfica e cálculo subsequente, considerando-se temperatura e pressão atmosféricas, e os coeficientes de calibração a_2 e b_2 . O aumento da perda de carga no filtro decorrente da massa de partículas acumulada, que de fato ocorre, e oscilações de energia ao longo da amostragem, também comuns, afetam diretamente a velocidade de sucção de amostra. Os filtros são acondicionados em umidade inferior a 50% por pelo menos 24 horas, até seu equilíbrio, e pesados com precisão de $0,1 \text{ mg}$, anteriormente e posteriormente à amostragem. A massa de partículas coletadas é obtida pela diferença do peso pós-amostragem e pré-amostragem. O peso obtido é utilizado para determinação da concentração de PTS a partir de sua divisão pelo volume amostrado em condições padrão. Este é obtido a partir do tempo de amostragem, da vazão de amostragem, da pressão atmosférica e da temperatura

do ar. As principais partes do sistema de amostragem são casinhola de abrigo, motoaspirador, dispositivo de ajuste de vazão, dispositivo indicador/registrator de deflexão, dispositivo de programação de tempo, termômetro, barômetro e filtros de dimensões $20,3 \times 25,4 \text{ cm}$. É definido o uso de um calibrador padrão de vazão que pode ser de orifício com placas fixas, de orifício com resistência ajustável externamente ou de fluxo eletrônico com resistência ajustável externamente (ABNT, 1997).

O método para determinação de PTS via APV utilizou sistema de amostragem mais moderno e flexível, pois possui ajuste preciso da vazão e seu controle ao longo da amostragem. Além disso, permite a amostragem de PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ pela simples troca da cabeça de amostragem, de baixo custo. Utiliza filtros circulares com diâmetro de 47 mm , acondicionados em um porta-filtro. A cabeça de amostragem, do fabricante TCR TECORA, com *design* simétrico, a fim de possibilitar a coleta de partículas com qualquer direção de vento, vertical, área da seção transversal para entrada de amostra com área de $12,13 \text{ cm}^2$. A unidade de aspiração de amostra contava com um sistema de medição da vazão e um sistema de controle para atuação sobre a bomba, proporcionando um controle de vazão da amostra de 2%, considerando-se a vazão de amostragem de $23,8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. A massa de partículas foi obtida por meio de gravimetria dos filtros em balança de precisão de $0,01 \text{ mg}$, pré e pós-amostragem. Os filtros foram submetidos à secagem em dessecador por 48 horas e temperatura ambiente, critério de equilíbrio das pesagens de $0,02 \text{ mg}$, sendo adotado o peso médio de 2 pesagens. A concentração de PTS foi determinada pela relação entre a massa de partículas retida e o volume de ar amostrado em condição padrão.

Tendo em conta que os métodos avaliados são ambos gravimétricos, e as amostras em ambos os métodos são submetidas à secagem de forma análoga, cabe observação sobre os princípios da amostragem de aerossóis, especialmente sobre o aspecto inercial das partículas suspensas. Uma amostra de aerossol simplesmente reproduz uma condição aproximada da sua concentração no ar. Isso ocorre uma vez que a condição isocinética na amostragem não é possível, em razão da variabilidade das condições do vento. Fatores podem influenciar na distribuição e na concentração de PTS amostrada, tais como distribuição da massa/tamanho das partículas no

ar, geometria do sistema de amostragem, velocidade do vento, relação entre a superfície de partículas e a massa de partículas, e turbulência do ar, inclusive causada pelo próprio equipamento (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 1999). Estudos demonstram que no ar em repouso a eficiência de amostragem de partículas até 15 μm resulta entre 96 e 100%, e que há maior influência sobre a eficiência de amostragem de partículas de diâmetros maiores em decorrência de diferenças entre a velocidade de amostragem e a velocidade do ar ambiente (FUCHS, 1964). Resultados de PTS de um sistema de APV foram comparados aos de um sistema de supergrande volume, em que se notou correlação entre os resultados de 94 a 99% quando amostragens foram realizadas em condição de vento pouco intenso e fração de PM10 acima de 64%. E verificou-se correlação de 71,4% quando amostragens foram realizadas em condição de vento intenso e fração PM10 de 53,6% (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 2012b). Ou seja, partículas com maior inércia tendem a ter menor eficiência de amostragem.

Assim, o tamanho e a distribuição das partículas no ar são aspectos relevantes na amostragem e na determinação da sua concentração, e não são constantes na atmosfera. Estudos realizados sobre concentração total de partículas e de suas frações em cinco diferentes localidades dos Estados Unidos verificaram variação de 50 a 90% da fração PM10 no PTS, dependendo das condições dos locais e das condições de amostragem (LUNDGREN; HAUSKNECHT; BURTON, 1984). Estudos realizados entre abril e dezembro de 2011, em Al Samha, na península Arábica, verificaram relação média PM10/PTS de 61%, PM2.5/PTS de 31% e PM2.5/PM10 de 47% (AL-JALLAD; RODRIGUES; AL-THANI, 2017). Em janeiro, fevereiro, março e junho de 2007, na cidade de Shijiazhuang, na China, foram realizados trabalhos que revelaram relações entre particulado inalável e particulado total de 65,8, 79, 82,7 e 74,8%, respectivamente (DUAN *et al.*, 2015).

Quanto às fontes das partículas, estas podem ser decorrentes de fenômenos naturais ou antropogênicos.

O PM2.5 é originado, principalmente, por fontes de combustão. O PM10 é principalmente produzido por processos mecânicos, como atividades de construção e suspensão do pó em rodovias pelo tráfego e pelo vento. Partículas na faixa de 30 μm tendem a sedimentar e a ser ressuspensas por ação antropogênica ou por ocasião de ventos. Estudos realizados na China apontam que a combustão do carvão, emissões veiculares e fontes industriais são os principais contribuintes do PM2.5 (PUI; CHEN; ZUO, 2014). Avaliações conduzidas em Taiwan concluíram que emissões de PM2.5 na região foram originadas da combustão do carvão e do óleo, das emissões veiculares e do processamento secundário do alumínio (HSU *et al.*, 2016). Estudos realizados na Espanha apontam a correlação direta entre o PM10 e o tráfego viário, e em áreas urbanas afetadas por tráfego (AMATO *et al.*, 2014). Partículas decorrentes do tráfego de veículos podem apresentar tamanhos consideravelmente diferentes, visto que são emitidas pela exaustão do motor, pela abrasão de pneus, da superfície da pista, dos freios, ou seja, têm origens diferentes (PANT; HARRISON, 2013). Operações e atividades com materiais na forma de pó ou granulada também podem ser geradores de emissões de partículas. Avaliações da concentração PTS no entorno de indústria de produção de cimento identificaram que as partículas eram originadas principalmente pelo tráfego em vias não pavimentadas e a partir das pilhas de estoque de matérias-primas, carregadas pela ação de ventos (ABRIL *et al.*, 2015). Estudos em região portuária que movimentam materiais na forma de pó, incluindo fertilizantes, observaram relação direta entre a concentração de partículas no ar e a intensidade do vento, e que a ressuspensão dos materiais movimentados é uma fonte importante de partículas (ALMEIDA *et al.*, 2014). Partículas com diâmetro superior a 30 μm tendem a não permanecerem distribuídas uniformemente no ar em razão de sua propensão à sedimentação, e tendem a ser suspensas pela ação antropogênica ou de ventos (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 1999).

OBJETIVOS

Os objetivos do trabalho foram:

- Avaliar a concentração de PTS no ar utilizando o método de AGV, referência para o monitoramento

de PTS em vários países, e utilizando o método de APV apresentado;

- Determinar faixa de equivalência de resultados entre o método de APV apresentado e o método de grande volume.

MATERIAIS E MÉTODOS

O amostrador de grande volume utilizado era conforme metodologia definida por ABNT, do fabricante Energética, modelo Hivol PTS, número de série HPV 1070, sem sistema de controle automático de vazão, cuja faixa de operação especificada é de 1,1 e 1,7 m³.min⁻¹. O amostrador de pequeno volume utilizado era do fabricante TCR Tecora, modelo Skypost PM, número de série 844497, com troca automática de filtros, com capacidade de 6 m³.h⁻¹, acoplado a uma cabeça de amostragem do fabricante TCR TECORA, referência AA99-010-0015SP. A vazão de amostragem aplicada no amostrador de pequeno volume foi de 23,8 L.min⁻¹, calculada a fim de se proporcionar a mesma velocidade de aspiração de amostra esperada para o amostrador de grande volume, de 32,7 cm.s⁻¹, visando à homogeneidade na coleta da amostra para ambos os equipamentos utilizados. As características principais dos métodos de determinação de PTS considerados são apresentadas na Figura 1.

Preliminarmente à amostragem em cada local, o amostrador de grande volume foi calibrado utilizando-se copo calibrador com manômetro, barômetro e termômetro. Foi efetuado ajuste aproximado da vazão a partir do ajuste do variador de tensão do motor. Entretanto, esse ajuste é aproximado, pois o equipamento não permite a verificação da vazão com precisão, somente o cálculo aproximado a partir da leitura da carta gráfica, considerando-se pressão atmosférica, temperatura do ar e coeficientes da calibração a₂ e b₂. Os filtros utilizados, brancos e amostrados, foram secos em umidade inferior a 50% por pelo menos 24 horas, até seu equilíbrio, e pesados com precisão de 0,1 mg. O amostrador de pequeno volume também foi preliminarmente calibrado em cada local amostrado utilizando-se um calibrador padrão de vazão digital, e os filtros brancos e amostrados foram submetidos à secagem em ambiente com umidade inferior a 50%, até estabilização, e pesados com precisão de 0,01 mg. Os equipamentos foram instalados distando entre si

aproximadamente 3 m, em área distante de obstáculos em pelo menos 12 m.

Foram realizadas amostragens em paralelo com os sistemas de grande e de pequeno volume de outubro de 2011 a janeiro de 2012, nas localidades de Curitiba (25°26'48,70"S, 49°21'31,88"O), Sengés (24°06'57,59"S, 49°28'21,60"O) e Paranaguá (25°32'04,54"S, 48°31'21,41"O), no estado do Paraná, Brasil. O local de amostragem denominado A, no município de Curitiba, é área predominantemente urbana, com vias pavimentadas e condições de tráfego de automóveis moderado na maior parte do dia, apresenta tráfego intenso somente em alguns horários específicos, e não apresenta atividades industriais nas proximidades. Considerando as fontes de combustão veicular, havia expectativa de se obter resultados de concentração de PTS baixo a moderado, e de que a distribuição de partículas fosse predominantemente de partículas finas. O local denominado B, no município de Sengés, apresentava pouco trânsito de veículos e com presença de indústria papeleira no entorno, a população relatava sobre inconvenientes decorrentes de partículas em suspensão no ar, portanto havia expectativa de se obter resultados de concentração de PTS moderados. O local denominado C, no município de Paranaguá, tem atividade industrial de armazenamento e distribuição de fertilizantes e apresenta grande quantidade de material sólido em pó sobre o piso, decorrente da queda dos próprios produtos durante o transporte em caminhões. O material transportado tem aspecto visivelmente grosso e visualmente se verifica a ressuspensão do pó por ação de ventos e nos períodos de tráfego mais intenso. Determinações anteriores de PTS decorrentes do processo de licenciamento ambiental de empreendimento no local apresentaram violação do padrão diário de PTS e deram evidências de ser originário do processo de ressuspensão do próprio material existente sobre o solo. Assim, tinha-se a expectativa de encontrar partículas em suspensão com diâmetro elevado e de se obter resultados de concentração de PTS elevada.

ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos resultados da concentração de PTS foi efetuada de quatro formas distintas. Foi efetuada a avaliação do grau de relação entre os resultados

gerados com os métodos por meio da avaliação do coeficiente de correlação linear, em que resultados superiores a 0,9 caracterizam forte correlação positiva.

Gravimetria de filtros (pré e pós-amostragem)

Amostragem de grande volume ABNT NBR 9.547/97

- Filtro retangular: 20,3 × 25,4 cm
- Balança de precisão: 0,1 mg
- Condicionamento: mínimo 24 h a 50% UR
- Controle de pesagem: até equilíbrio

Amostragem de pequeno volume

- Filtro circular: diâmetro 47 mm
- Balança de precisão: 0,01 mg
- Condicionamento: mínimo 24 h a 50% UR
- Controle de pesagem: até equilíbrio em 0,02 mg

Calibração do amostrador

Amostragem de grande volume ABNT NBR 9.547/97

- Aplicação de copo de calibração, placas de resistência de fluxo ou resistência variável, barômetro e termômetro
- Registro de deflexão em carta gráfica e cálculo
- Cálculos de coeficientes de calibração e R

Amostragem de pequeno volume

- Aplicação padrão de calibração digital para a vazão 23,8 L. min⁻¹ e correção sobre valor lido pelo equipamento, se necessário

Amostragem

Amostragem de grande volume ABNT NBR 9.547/97

- Vazão de amostragem (cond. padrão de gás): 1,1 a 1,7 m³.min⁻¹
- Seção de adução de amostra: retangular 765 cm²
- Vazão ajustada a partir da calibração, porém não controlada ao longo da amostragem
- Tempo: 24 +/- 1 h

Amostragem de pequeno volume

- Vazão de amostragem (cond. padrão de gás): 23,8 L. min⁻¹ (+/- 3%)
- Seção de adução de amostra: circular 12,13 cm²
- Vazão controlada em condição padrão de gás
- Tempo: 24 +/- 1 h

Obtenção de resultados

Amostragem de grande volume ABNT NBR 9.547/97

- Leitura de cartas gráficas, obtenção de médias de temperatura e pressão atmosférica, cálculos de vazões, volumes e concentração de partículas

Amostragem de pequeno volume

- Download de registros eletrônicos e cálculo de concentração de partículas

ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas; NBR: Norma Brasileira; UR: umidade residual; cond.: condição.

Figura 1 – Características principais dos métodos de determinação de partículas totais em suspensão aplicados.

A segunda forma aplicou o índice z para a avaliação dos resultados, com limites de aceitação dentro do intervalo entre $+2z$ e $-2z$ (THOMPSON; ELLISON; WOOD, 2006). O desvio padrão atribuído ao método de referência foi de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ para resultados de concentração na faixa de concentração até $100 \mu\text{g.m}^{-3}$, conforme Ente Nazionale Italiano di Unificazione (2001), uma vez que incertezas de resultados para baixas concentrações são decorrentes dos procedimentos de manuseio e gravimétrico. Já o desvio padrão adotado para concentrações acima de $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ foi de 3,7% do valor designado, que é o desvio padrão relativo estabelecido conforme a ABNT (1997), considerando intervalo de confiança de 95% (IC95%).

A terceira forma de avaliação aplicou um teste de hipóteses tipo t para médias dos resultados de concentração das amostras obtidas com cada método.

Os resultados foram também avaliados por critérios específicos de linearidade e de desvio bilateral, com base em conceitos e critérios estabelecidos em ECTC (2010) e Ente Nazionale Italiano di Unificazione (2001). Inicialmente, avaliou-se a linearidade e, uma vez atendido este critério, avaliou-se o desvio bilateral. A linearidade é considerada aceitável caso o coeficiente angular (b) subtraído de um, em módulo, seja inferior a duas vezes a incerteza padrão do coeficiente angular $u(b)$, e se o coeficiente linear (a) seja muito próximo de zero ou no máximo duas vezes a incerteza padrão do coeficiente linear $u(a)$. O desvio bilateral admissível foi de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$ para resultados de concentração na faixa de concentração até $100 \mu\text{g.m}^{-3}$. Para resultados de concentração superiores a $100 \mu\text{g.m}^{-3}$ o desvio bilateral admissível foi de 3,7%, utilizando assim a incerteza dos resultados do método de referência conforme a ABNT (1997), em IC95%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As amostragens realizadas nos três locais definidos, A, B e C, foram realizadas em condições de temperatura ambiente média entre $12,8$ e $27,7^\circ\text{C}$, com temperatura mínima registrada de 9°C , temperatura máxima registrada de $37,4^\circ\text{C}$, e em condições de pressão atmosférica média entre $90,69$ e $101,47$ KPa. Os resultados obtidos totalizaram 46 pares de dados de concentração de PTS, sendo dois pares de dados descartados por apresentarem resultados de concentração de PTS acima do valor máximo atribuído ao método de referência, $750 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Foram considerados 44 pares de resultado de PTS (Tabela 1). A concentração média de PTS e o desvio padrão verificados com o método AGV foram de $88,13$ e $105,64 \mu\text{g.m}^{-3}$, superiores aos resultados obtidos com o método APV, de $71,28$ e $68,63 \mu\text{g.m}^{-3}$. A concentração de PTS mínima verificada com ambos os métodos foi semelhante — $13,39 \mu\text{g.m}^{-3}$ para o método de referência e $15,25 \mu\text{g.m}^{-3}$ para o método do APV. Entretanto, as concentrações máximas verificadas para os métodos foram mais discrepantes entre si, de $480,37 \mu\text{g.m}^{-3}$ para o método AGV e de $298,81 \mu\text{g.m}^{-3}$ para o método APV. Dos 44 pares de dados considerados, 37 apresentaram resultados de concentração de partículas totais em suspensão de até $100 \mu\text{g.m}^{-3}$. Os pares de dados 18, 38, 39, 41, 42, 43 e 44 apresentaram maior amplitude (Figura 2). Os pares de dados de 38 a 44 foram obtidos no local C e o par 18, no local B.

A média da relação de velocidade de aspiração de amostra entre o método APV e o método AGV foi de 0,98, 1,01 e 0,95 nos locais A B e C, respectivamente. E a média da relação de concentração entre os métodos APV e AGV foi de 0,87, 1,00 e 0,76 nos locais A B e C, respectivamente.

A correlação entre os resultados dos métodos foi de 0,95, 0,97, 0,91 e 0,89 para a série integral, pares de dados do local A, do local B e do local C, respectivamente, demonstrando forte correlação positiva.

Na avaliação estatística dos resultados de concentração de PTS utilizando o índice z (THOMPSON; ELLISON; WOOD, 2006), verifica-se que dos 44 pares de resultados de concentração de PTS ocorreram 6 com índice z fora dos limites. Desses resultados, cinco foram provenientes de amostras obtidas na localidade C e um na localidade B (Tabela 1).

A avaliação estatística a partir do teste de hipóteses tipo t foi aplicada para médias dos resultados de concentração das amostras obtidas com cada método (Tabela 2). O t valor foi inferior ao t crítico para as amostras referentes aos locais A e B, entretanto foi superior para as amostras do local C.

A avaliação estatística a partir da avaliação da linearidade para a série integral demonstrou que o coeficiente linear (a)

Tabela 1 – Resultados de concentração (Conc.) de partículas totais em suspensão (PTS) e relação para os métodos amostragem de grande volume (AGV) e amostragem de pequeno volume (APV), velocidade de aspiração de amostra e relação para os métodos amostragem de grande volume e amostragem de pequeno volume, e índice z.

Par de dados	Localidade	Vazão média AGV (L.min ⁻¹)	Vazão média APV (L.min ⁻¹)	Velocidade média AGV (cm.s ⁻¹)	Velocidade média APV (cm.s ⁻¹)	Relação velocidade média APV/AGV	Conc. de PTS APV (µg.m ⁻³)	Conc. de PTS AGV (µg.m ⁻³)	Índice Z	σ _p atribuído
1	A	1656	23.7	36.08	32.55	0.90	13.39	15.25	-0.2	10
2	A	1656.6	23.7	36.09	32.55	0.90	13.82	19.64	-0.6	10
3	B	1358.7	23.5	29.60	32.28	1.09	17.39	21.39	-0.4	10
4	A	1509.5	23.7	32.89	32.55	0.99	16.59	22.26	-0.6	10
5	B	1407.7	23.7	30.67	32.55	1.06	16.87	23.43	-0.7	10
6	A	1509.5	23.7	32.89	32.55	0.99	20.52	24.14	-0.4	10
7	A	1488.7	23.7	32.43	32.55	1.00	24.26	26.81	-0.3	10
8	A	1638.3	23.7	35.69	32.55	0.91	14.08	28.04	-1.4	10
9	B	1545.6	23.7	33.67	32.55	0.97	28.7	32.91	-0.4	10
10	B	1541.9	23.7	33.59	32.55	0.97	39.8	32.99	0.7	10
11	A	1490.1	23.7	32.46	32.55	1.00	34.73	33	0.2	10
12	B	1420.1	23.7	30.94	32.55	1.05	32.16	37.08	-0.5	10
13	B	1452.9	23.7	31.65	32.55	1.03	33.07	37.37	-0.4	10
14	B	1466.9	23.7	31.96	32.55	1.02	36.86	38.14	-0.1	10
15	A	1490.2	23.7	32.47	32.55	1.00	32.99	39.04	-0.6	10
16	A	1481.5	23.7	32.28	32.55	1.01	38.96	39.75	-0.1	10
17	B	1447.2	23.7	31.53	32.55	1.03	46.01	39.76	0.6	10
18	B	1499.9	23.7	32.68	32.55	1.00	68.65	40.56	2.8	10
19	B	1499.7	23.7	32.67	32.55	1.00	45.74	42.66	0.3	10
20	B	1444.2	23.7	31.46	32.55	1.03	55.29	43.94	1.1	10
21	A	1505.8	23.7	32.81	32.55	0.99	41.17	44.22	-0.3	10
22	B	1498.9	23.7	32.66	32.55	1.00	49.14	46.02	0.3	10
23	B	1504.4	23.7	32.78	32.55	0.99	40.62	48.82	-0.8	10
24	B	1467.9	23.7	31.98	32.55	1.02	48.48	49.3	-0.1	10
25	A	1496.8	23.7	32.61	32.55	1.00	52.31	52.13	0.0	10
26	B	1405	23.7	30.61	32.55	1.06	52	52.31	0.0	10
27	C	1588	23.7	34.60	32.55	0.94	50.76	54.54	-0.4	10
28	A	1505.3	23.7	32.80	32.55	0.99	56.14	56.5	0.0	10
29	B	1561.3	23.7	34.02	32.55	0.96	52.06	57.9	-0.6	10
30	B	1492	23.7	32.51	32.55	1.00	55.93	61.45	-0.6	10
31	C	1564.3	23.7	34.08	32.55	0.96	59.07	66.41	-0.7	10
32	B	1502.2	23.7	32.73	32.55	0.99	64.17	68.69	-0.5	10
33	A	1479.8	23.7	32.24	32.55	1.01	60.53	69.29	-0.9	10
34	B	1422	23.7	30.98	32.55	1.05	71.48	70.04	0.1	10
35	B	1487	23.7	32.40	32.55	1.00	75.65	79.63	-0.4	10
36	C	1554.7	23.7	33.87	32.55	0.96	69.15	88.17	-1.9	10
37	B	1460.7	20.8	31.82	28.57	0.90	98.09	99.9	-0.2	10
38	C	1581.3	23.7	34.45	32.55	0.94	146.42	218.41	-4.5	15.84
39	C	1602.4	23.7	34.91	32.55	0.93	183.1	233.3	-3.0	16.92
40	C	1482.1	23.7	32.29	32.55	1.01	226.88	240.28	-0.8	17.43
41	C	1607.4	23.7	35.02	32.55	0.93	185.13	283.82	-4.8	20.58
42	C	1573.8	23.7	34.29	32.55	0.95	298.81	344.94	-1.8	25.02
43	C	1614.8	23.7	35.18	32.55	0.93	225.1	372.98	-5.5	27.05
44	C	1549.7	23.7	33.76	32.55	0.96	244.22	480.37	-6.8	34.84
Média		1511.65	23.63	32.93	32.46	0.99	71.28	88.13	–	–
Mínimo		1358.70	20.80	29.60	28.57	0.90	13.39	15.25	–	–
Máximo		1656.60	23.70	36.09	32.55	1.09	298.81	480.37	–	–
Desvio padrão		67.84	0.44	1.48	0.60	0.05	68.63	105.64	–	–

AGV: amostragem de grande volume; APV: amostragem de pequeno volume; PTS: partículas totais em suspensão; σ_p: desvio padrão.

foi inferior ao dobro da incerteza padrão do coeficiente linear $u(a)$. Entretanto, o coeficiente angular (b) subtraído de um, em módulo, foi superior ao dobro da incerteza padrão do coeficiente angular $u(b)$, portanto a linearidade não foi adequada para a série integral de dados. Porém, ambos os critérios foram atendidos para a série de resultados de concentração de PTS obtidos nos locais A e B (Tabela 3).

Uma vez que os resultados referentes aos locais A e B atenderam aos critérios de linearidade, estes

foram avaliados quanto à aceitação bilateral (Figura 3). Verifica-se que, entre os 37 pontos considerados, 33 atenderam ao critério de aceitação bilateral. Ainda, dos 34 resultados inferiores ao padrão médio anual de PTS, 31 atenderam ao critério de aceitação bilateral.

Quanto às origens e às características das partículas, nos locais A e B prevalecem partículas oriundas de combustão veicular e industrial, respectivamente, caracterizando particulado mais fino; fontes de combustão são

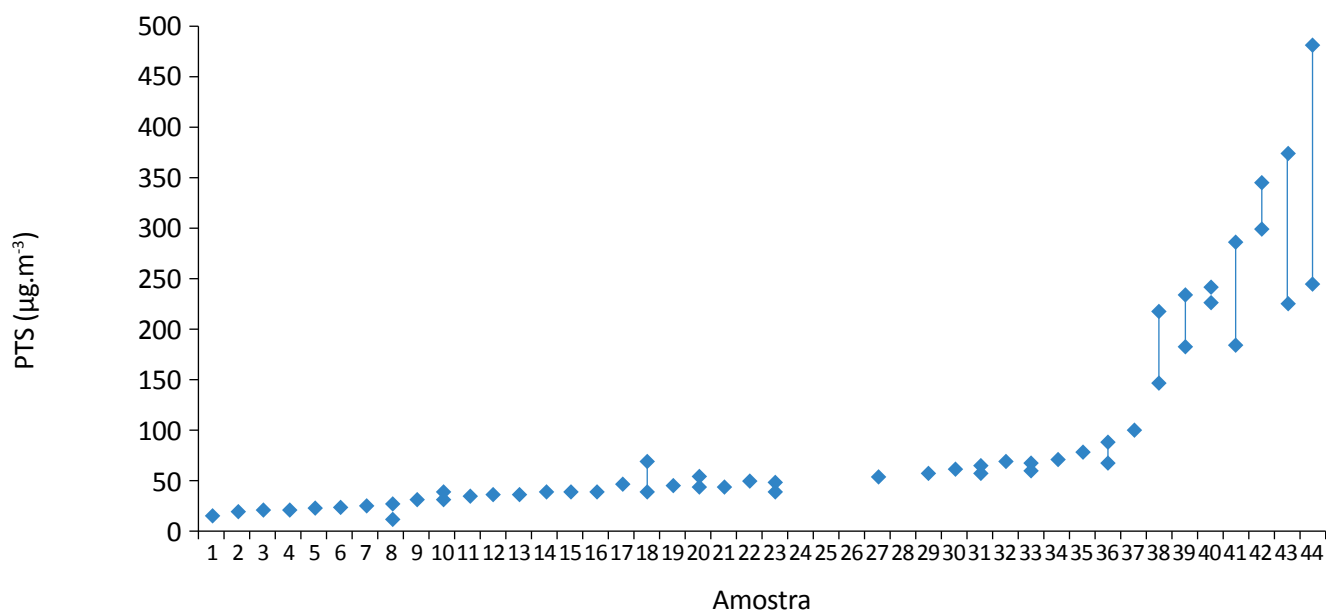


Figura 2 – Amplitude dos resultados de concentração de partículas totais em suspensão (PTS) com os métodos da amostragem de grande volume (AGV) e da amostragem de pequeno volume (APV): série integral.

Tabela 2 – Teste de hipótese t de Student para as médias da concentração de partículas totais em suspensão verificada para as localidades A, B e C.

Localidade A		Localidade B		Localidade C	
α	0,05	α	0,05	α	0,05
γ	12	γ	20	γ	9
n	13	n	21	n	10
d médio	4,18	d médio	5,54	d médio	69,46
σ_d	3,90	σ_d	5,80	σ_d	74,22
Δ	2,62	Δ	3,54	Δ	17,28
t valor	1,443	t valor	1,585	t valor	2,223
t crítico	1,78	t crítico	1,72	t crítico	1,83

d médio: diâmetro médio; σ_d : variância do diâmetro.

formadores do PM2.5. No local C, ocorrem especificamente atividades de descarga e armazenamento de fertilizantes. Assim, o particulado em suspensão no local C tem grande contribuição a partir do fenômeno da ressuspensão do pó espalhado sobre o piso, durante o tráfego de caminhões, pela ação de ventos, bem como durante a descarga do material. Partículas com diâmetro superior a 30 µm tendem a não permanecer distribuídas

uniformemente no ar e tendem a ser suspensas pela ação antropogênica ou de ventos (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 1999). Ou seja, há presença significativa de partículas de maior diâmetro no local C, enquanto nos locais A e B prevalecem partículas de menor diâmetro.

A amostragem de PTS em locais com partículas de maior diâmetro e na ocorrência de ventos pode levar

Tabela 3 – Resultados dos cálculos para avaliação da linearidade para série integral e para resultados obtidos nos locais A e B.

Resultados	Série integral	Locais A e B
coeficiente linear – a	15,116	2,652
incerteza padrão do coeficiente linear – u(a)	7,973	6,193
duas vezes a incerteza padrão do coeficiente linear – 2u(a)	15,946	12,383
coeficiente angular – b	0,637	1,012
incerteza padrão do coeficiente angular – u(b)	0,058	0,123
duas vezes a incerteza padrão do coeficiente angular – 2u(b)	0,116	0,247
módulo do coeficiente angular subtraído de um – b-1	0,363	0,012

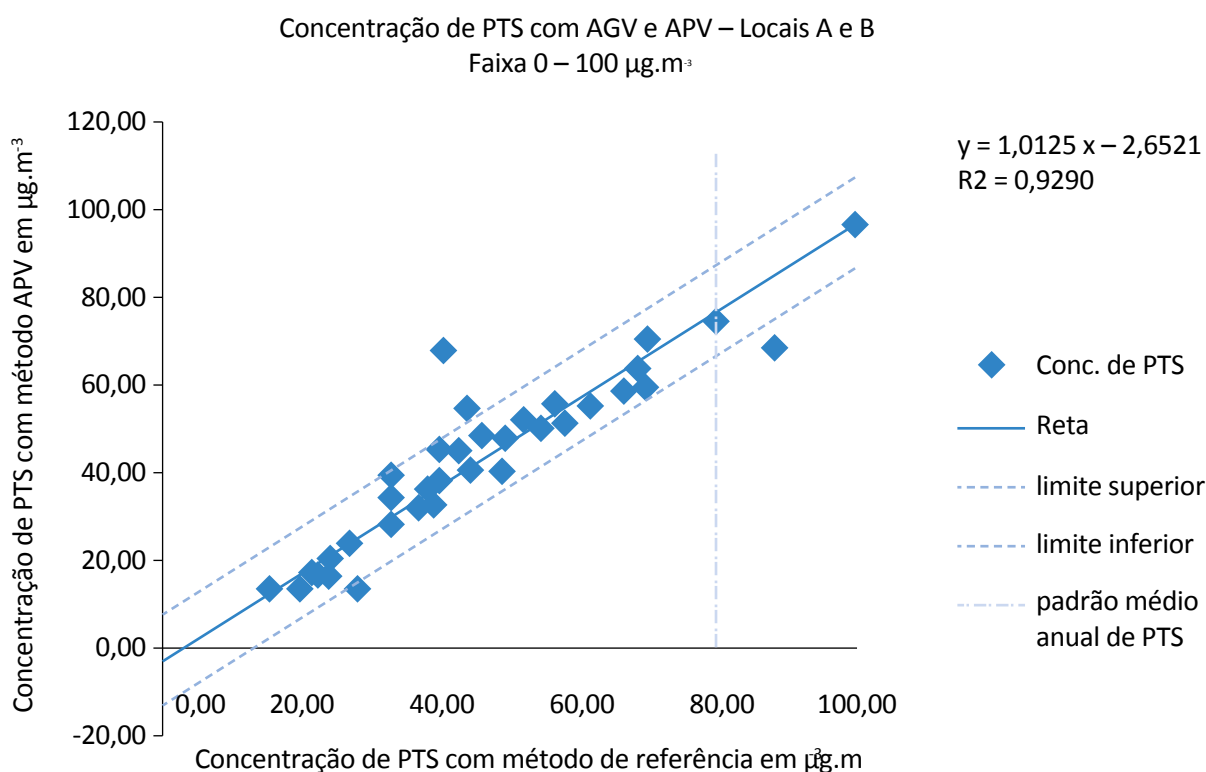


Figura 3 – Distribuição de pontos de concentração de partículas totais em suspensão (PTS) obtidos com os métodos da amostragem de grande volume (AGV) e da amostragem de pequeno volume (APV) – 0 a 100 µg.m⁻³, locais A e B.

a discrepâncias na amostragem utilizando-se sistemas de amostragem diferentes (VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 2012b). Estudos sobre aerossóis demonstraram que partículas com diâmetro de 37 μm amostradas em condição isocinética tiveram eficiência de coleta de 100%, ou seja, não houve alteração na distribuição de partículas de 37 μm amostradas. Na condição subcinética a 90%, isto é, quando a velocidade de aspiração de amostra era 10% inferior à do ar passante, as partículas de 37 μm tiveram eficiência de amostragem de aproximadamente 110%, aumento de 10% na amostragem de partículas desse diâmetro. No mesmo estudo, verificou-se que partículas de 4 μm não apresentaram alteração na eficiência de amostragem em condição isocinética, nem em condição 90% subcinética (FUCHS, 1964). Considerando-se os resultados de concentração de PTS como métodos avaliados, no local C verificou-se a maior discrepância, a média da relação da concentração APV/AGV foi de 0,76. Além disso, nesse local, constatou-se a maior

discrepância quanto à relação de velocidade de aspiração de amostra entre os métodos. A média da relação da velocidade de aspiração APV/AGV foi de 0,95, sendo a velocidade média no AGV de 34,25 cm.s^{-1} . Cabe ressaltar que a velocidade média do ar na localidade foi de 111 cm.s^{-1} no período das amostragens, superior à velocidade de aspiração do ar nos amostradores. Logo, no local C, a menor velocidade de aspiração de amostra no APV em relação ao AGV, em condição de amostragem subcinética, e em atmosfera com partículas de maior diâmetro, levou à amostragem de partículas com distribuição de diâmetro inferior pelo APV, levando a resultados de concentração significativamente menores para esse método.

O método de referência admite uma faixa ampla de velocidade de aspiração de amostra, de 20 a 35 cm.s^{-1} . Portanto, essa ampla faixa de velocidade confere a esse método um incremento à incerteza de seus resultados, sendo mais acentuada em atmosferas com partículas de maior diâmetro.

CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que o método do amostrador de pequeno volume apresentado é equivalente ao atual método de referência para determinação de PTS estabelecido na norma ABNT/NBR n° 9.547/97, na faixa de 0 a 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$ em ambientes com partículas finas. O método do amostrador de pequeno volume apresentou resultados de PTS não equivalentes e inferiores aos obtidos com o método de referência em condições de atmosfera com partículas grosseiras originadas de ressuspensão de pó.

O método de referência estabelecido em ABNT/NBR n° 9.547/97 define uma faixa de velocidade de aspiração de amostra ampla, de aproximadamente 20 a 35 cm.s^{-1} .

Isso confere incremento à incerteza de seus resultados, principalmente em atmosferas com partículas de maior diâmetro. O ajuste inicial da vazão de amostragem é de precisão restrita e apresenta limitação no seu controle durante a amostragem, o que contribui para o aumento da incerteza de seus resultados.

O método proposto possibilita ajuste inicial da vazão com precisão e controle automático ao longo da amostragem, portanto reduz incerteza dos resultados atribuída à amostragem. É uma alternativa mais flexível que permite amostragem de PM10 e PM2.5 pela troca da cabeça de amostragem.

REFERÊNCIAS

- ABRIL, G. A.; DIEZ, S.; PIGNATA, M. L.; BRITCH, J. Particulate matter concentrations originating from industrial and urban sources: Validation of atmospheric dispersion modeling results. *Atmospheric Pollution Research*, v. 7, n. 1, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2015.08.009>
- AL-JALLAD, F. A.; RODRIGUES, C. C.; AL-THANI, H. A. Ambient Levels of TSP, PM10, PM2.5 and Particle Number Concentration in Al Samha, UAE. *Journal of Environmental Protection*, v. 8, n. 9, p. 1002-1017, 2017. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.89063>

- ALMEIDA, S. M.; SILVA, A. V.; GARCIA, S. M.; PINHEIRO, T. Chemical profile of fugitive particulate emissions. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 300, n. 2, p. 653-661, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10967-014-2980-x>
- AMATO, F.; ALASTUEY, A.; DE LA ROSA, J.; CASTANEDO, G. Y.; DE LA CAMPA, A. M. S.; PANDOLFI, M.; LOZANO, A.; GONZÁLEZ, J. C.; QUEROL, X. Trends of road dust emissions contributions on ambient air particulate levels at rural, urban and industrial sites in southern Spain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 14, p. 3533-3544, 2014. <https://doi.org/10.5194/acp-14-3533-2014>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 9.547/97: Material Particulado em Suspensão no Ar Ambiente - Determinação da concentração total pelo método do amostrador de grande volume - método de ensaio*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- BLANCO-BECERRA, L. C.; MIRANDA-SOBERANIS, V.; HERNÁNDEZ-CADENA, L.; BARRAZZA-VILLAREAL, A.; JUNGER, W.; HURTADO-DÍAZ, M.; ROMIEU, I. R. Effect of particulate matter less than 10 µm (PM10) on mortality in Bogota, Colombia: a time-series analysis, 1998-2006. *Salud Publica de Mexico*, v. 56, n. 4, p. 363-370, 2014.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 003, de 1990. *Diário Oficial da União*, Brasília, Seção I, p. 15937-15939, 1990.
- CESAR, A. C. G.; NASCIMENTO, L. F. C.; CARVALHO JR., J. A. 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. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-8910.2013047004713>
- CESARONI, G.; BADALONI, C.; GARIAZZO, C.; STAFOGGIA, M.; SOZZI, R.; DAVOLI, M.; FORASTIERE, F. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environmental Health Perspectives*, v. 121, n. 3, p. 324-331, 2013. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205862>
- COLÔMBIA. Ministerio de Salud. Decreto 2 de 1982 – Normas de Calidad del Aire y sus Metodos de Medicion. Bogotá: Ministerio de Salud, 1982.
- DAUMAS, R. P.; MENDONÇA, G. A. S.; LEON, A. P. de. Poluição do ar e mortalidade em idosos no município do Rio de Janeiro. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 311-319, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2004000100049>
- DUAN, J.; CHEN, Y.; FANG, W.; SU, Z. Characteristics and relationship of PM, PM10, PM2.5 concentration in a polluted city in northern China. *Procedia Engineering*, v. 102, p. 1150-1155, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.01.239>
- ENTE NAZIONALE ITALIANO DI UNIFICAZIONE. *UNI EN 12341: Determinazione del Particolato in Sospensione PM10*. Roma: Ente Nazionale Italiano di Unificazione, 2001.
- EUROPEAN COMMUNITY TECHNICAL COMMITTEE (ECTC). *Guide to the demonstration of equivalence of air monitoring methods*. European Community Technical Committee, 2010. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/air/quality/legislation/pdf/equivalence.pdf>>. Acesso em: 9 fev. 2013.
- FUCHS, N. A. *The mechanics of aerosols*. Londres: Pergamon Press, 1964.
- HSU, C. Y.; CHIANG, H. C.; LIN, S. L.; CHEN, M. J.; LIN, T. Y.; CHEN, Y. C. Elemental characterization and source apportionment of PM10 and PM2.5 in the western coastal area of central Taiwan. *Science of the Total Environment*, v. 541, p. 1139-1150, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.122>
- KESAVACHANDRAN, N. C.; KAMAL, R.; BIHARI, V.; PATHAK, M. K.; SINGH, A. Particulate matter in ambient air and its association with alterations in lung functions and respiratory health problems among outdoor exercisers in National Capital Region, India. *Atmospheric Pollution Research*, v. 6, n. 4, p. 618-625, 2015. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.070>
- KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, v. 74, p. 136-143, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

KUMAR, A.; ATTRI, A. K. Correlating respiratory disease incidences with corresponding trends in ambient particulate matter and relative humidity. *Atmospheric Pollution Research*, v. 7, n. 5, p. 858-864, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.05.005>

LUNDGREN, A.; HAUSKNECHT, B. J.; BURTON, R. M. Large particle size distribution in five cities and the effect on a new ambient particulate matter standard. *Aerosol Science and Technology*, v. 3, n. 4, p. 467-473, 1984. <https://doi.org/10.1080/02786828408959033>

MÉXICO. Secretaria de Salud. Modificación a la norma oficial mexicana NOM-025-SSA1-1993, de 2005. *Diário Oficial*, Distrito Federal, 2005.

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*, Rio de Janeiro, v. 29, n. 9, p. 1867-1876, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-311X00150012>

PANT, P.; HARRISON, R. M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmospheric Environment*, v. 77, p. 78-97, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>

PUI, D. Y. H.; CHEN, S. C.; ZUO, Z. PM_{2.5} in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation. *Particuology*, v. 13, n. 1, p. 1-26, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.partic.2013.11.001>

REINO UNIDO. Department of Environment, Food and Rural Affairs. *Methods for monitoring particulate concentrations*. Reino Unido: Department of Environment, Food and Rural Affairs, 2005. cap. 5. Disponível em: <<http://archive.defra.gov.uk/environment/quality/air/airquality/publications/particulate-matter/documents/ch5.pdf>>. Acesso em: 13 ago. 2011.

ROMÃO, R.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. N.; PINHEIRO, P. M.; BRAGA, A. L. F.; MARTINS, L. C. Relação entre baixo peso ao nascer e exposição ao material particulado inalável. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 29, n. 6, p. 1101-1108, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2013000600007>

THOMPSON, M.; ELLISON, S. L. R.; WOOD, R. The International harmonized Protocol for the proficiency testing of analytical chemistry laboratories. *Pure Applied Chemistry*, v. 78, n. 1, p. 145-196, 2006. <http://dx.doi.org/10.1351/pac200678010145>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *List of designated reference and Equivalent Methods*. Estados Unidos: USEPA, 2011. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/criteria/reference-equivalent-methods-list.pdf>>. Acesso em: 9 fev. 2013.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. *VDI2463 Blatt 1: Messen von Partikeln, Gravimetrische Bestimmung der Massen Konzentration von partikeln in der Aussenluft, Grundlagen*. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure, 1999.

_____. *VDI2463 Blatt 8: Messen von Partikeln - Nicht fraktionierendes Probenahmesystem zur Erfassung von Schwebstaub in der Außenluft und Innenraumluft für Low-Volume-Sampler (LVS)*. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure, 2012b.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*, 2005. Disponível em: <<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter,-ozone,-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>>. Acesso em: 10 fev. 2013.



PRODUTO SUSTENTÁVEL: UTILIZAÇÃO DE MAPA COGNITIVO PARA DEFINIÇÃO DE REQUISITOS DE SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA TÊXTIL

SUSTAINABLE PRODUCT: USE OF COGNITIVE MAP FOR DEFINING SUSTAINABILITY REQUIREMENTS IN THE TEXTILE INDUSTRY

José Quadrelli Neto 

Mestre em Engenharia, Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA) – São José dos Campos (SP), Brasil.

Jefferson de Oliveira Gomes 

Professor, ITA – São Jose dos Campos (SP), Brasil.

Carlos Alberto Schuch Bork 

Professor, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-Grandense – Sapucaia do Sul (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

José Quadrelli Neto – CSB 10, Lotes 2/3, Bloco B, apto. 1.603 – Taguatinga Sul – CEP 72015-605 – Brasília (DF), Brasil – E-mail: jquadrelli@gmail.com

Recebido em: 08/10/2018

Aceito em: 16/12/2018

RESUMO

A demanda por produtos sustentáveis, principalmente devido à pressão da sociedade e à escassez de recursos naturais ou de regulamentações, vem se tornando um mercado atrativo aos consumidores. O governo brasileiro está discutindo a regulamentação sobre compras governamentais sustentáveis com a indústria para conhecer as particularidades de cada setor e estabelecer estratégias de atuação. Esta pesquisa propõe um método para identificar requisitos de sustentabilidade utilizando a ferramenta de mapas cognitivos, na visão do setor industrial têxtil e de confecção, para servir de subsídio nas discussões e negociações governamentais e que possam ser utilizados como referência para esse setor. Como resultado, foram listados para as dimensões ambiental, social, econômica e tecnológica, respectivamente, 16, 19, 11 e 8 requisitos. Com isso, essa pesquisa pode auxiliar o setor em estudo a definir os critérios de sustentabilidade para seus produtos e ainda identificar outros requisitos que devem ser incluídos e priorizados nas discussões sobre compras públicas sustentáveis.

Palavras-chave: produto sustentável; mapa cognitivo; compras públicas.

ABSTRACT

The demand for sustainable goods, due to the public pressure and the scarcity of resources or regulation, is making the market more attractive to consumers. To understand the specificities of each sector and establish appropriate strategies, the Brazilian government is discussing the regulation of sustainable public procurement with the industry. The present study presents a method to identify sustainable requests by using the cognitive map tool for the textile and clothing industries. Its aim is to support debates and governmental negotiations that could be used as references to the sector. As a result, for the environmental, social, economic and technological dimension, 16, 19, 11 and 8 requirements were listed, respectively. Therefore, this study could help the textile and clothing sector define the sustainability criteria for their goods and identify other requests that should be included and prioritized in the debates on sustainable public procurement.

Keywords: sustainable product; cognitive map; public procurement.

INTRODUÇÃO

A preocupação com o desenvolvimento de produtos sustentáveis vem crescendo a cada ano. Essa preocupação está relacionada com o aumento das ações do setor produtivo e a maior conscientização do consumidor, tornando-o mais exigente. É fato que grande parte dos avanços alcançados pelo setor produtivo são decorrentes das exigências do mercado e obrigações reguladoras, como normas nacionais e internacionais mais exigentes, no entanto vários setores estão identificando, na sustentabilidade de seus produtos e processos, um diferencial competitivo e uma oportunidade de melhoria no ciclo produtivo (BORK *et al.*, 2016; CENTENERA & HASAN, 2014; DIEGEL *et al.*, 2010).

O termo *desenvolvimento sustentável* foi proposto em 1987 pela Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento, da Organização das Nações Unidas (ONU), no Relatório de Brundtland, no seguinte contexto: “A humanidade tem que ter a capacidade de fazer com que o desenvolvimento sustentável garanta o atendimento das necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

A Portaria do Ministério do Meio Ambiente (MMA) nº 61, de 16 de maio de 2008, define-o como “práticas de sustentabilidade ambiental a serem observadas pelo Ministério do Meio Ambiente e suas entidades vinculadas quando das compras públicas sustentáveis e dá outras providências” (BRASIL, 2008).

As compras públicas sustentáveis tornam-se um dos principais temas tratados no Plano de Ação para Produção e Consumo Sustentáveis (PPCS), publicado em 2011 pelo MMA, sendo considerada a ferramenta apta para a promoção de mudanças nos padrões de produção e consumo em âmbito nacional, de forma que os torne mais sustentáveis, a partir do uso do poder de compra do governo (CAVALCANTI *et al.*, 2017).

Com isso, o governo brasileiro está dialogando com vários setores industriais, pois as compras governamentais no país movimentam, aproximadamente, 20,2% do produto interno bruto (PIB), segundo dados de 2014 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015) referentes à participação do consumo da administração pública. O PIB representa a soma (em

valores monetários) de todos os bens e serviços finais produzidos numa determinada região (quer sejam países, estados ou cidades), durante um período determinado (mês, trimestre, ano, etc.), e é um dos indicadores mais utilizados na macroeconomia com o objetivo de quantificar a atividade econômica de uma região. Quanto a compras do Governo Federal em relação apenas aos produtos padronizados (dados de 2014), segundo o Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão, a aquisição de bens e serviços movimentou em torno de R\$ 76,56 bilhões e mobilizou setores importantes da economia, como construção civil, eletroeletrônicos, têxtil, entre outros (GLSSALC, 2008; CAVALCANTI *et al.*, 2017).

O envolvimento do setor industrial nos debates se concretizou no dia 7 de outubro de 2013, quando ocorreu a primeira reunião do Grupo de Trabalho Intersetorial sobre Produção e Consumo Sustentáveis, promovida pelo MMA, cujo objetivo foi debater medidas que estimulem a produção e o consumo sustentáveis no Brasil (TOLENTINO, 2013).

A Confederação Nacional da Indústria (CNI) está participando do processo de construção de uma política de compras públicas sustentável, juntamente com a Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT). O diálogo entre o governo e a indústria é importante para o desenvolvimento de políticas públicas eficazes. Desse modo, para garantir uma participação de qualidade do setor industrial, é imperativo que a CNI esteja bem informada sobre os setores industriais da economia brasileira para executar seu papel de órgão máximo de representação da indústria nacional.

Nesse contexto, esta pesquisa propôs um exercício de aplicação de mapas cognitivos para identificar requisitos de sustentabilidade na visão da indústria têxtil e de confecção a fim de servir de subsídio nas discussões governamentais sobre compras públicas sustentáveis e que sejam utilizados como referência para esse setor. Além disso, buscaram-se identificar os requisitos de sustentabilidade e as tendências de priorização dessas condições na visão do setor têxtil e de confecção, além de mapear percepções do setor sobre compras públicas sustentáveis.

O processo de desenvolvimento de produtos e a sustentabilidade

Com o aumento dos desequilíbrios nas relações entre o homem e seu meio, buscam-se novas estratégias de desenvolvimento, com base em uma cultura de sustentabilidade. Por isso, é importante a adoção de um modelo de desenvolvimento que concilie o crescimento econômico, a preservação do meio ambiente e a melhoria das condições sociais (CENTENERA & HASAN, 2014; DEMAJOROVIC & MATURANA, 2009; DIEGEL *et al.*, 2010).

A busca pelo desenvolvimento sustentável requer que as empresas, os governos e os indivíduos trabalhem juntos na formulação e no estabelecimento de políticas públicas que auxiliem nessa mudança de padrões de consumo e produção. As empresas necessitam descobrir formas inovadoras para garantir a rentabilidade e, ao mesmo tempo, melhorar o desempenho ambiental e social dos processos de produção e de seus produtos e serviços (UNEP, 2007; VAN WEENEN, 1995).

Diante disso, é preciso que as empresas refaçam suas estratégias produtivas e os pesquisadores se empenhem no desenvolvimento de tecnologias inovadoras e que aproveitem os recursos de forma sustentável (BORK *et al.*, 2016).

O termo *sustentabilidade* apresenta três dimensões: ambiental, econômica e social. Na área dos negócios, o termo *triple bottom line* foi elaborado para explicar a importância de alcançar a sustentabilidade. Isso implica que a indústria precisa expandir o foco econômico tradicional para incluir as dimensões ambientais, sociais e tecnológicas, a fim de criar um negócio mais sustentável (ELKINGTON, 1998). Com base em Elkington (1998), United Nations Environment Programme (2007), Bork (2015) e De Barba Jr. (2015), as dimensões ambiental, econômica e social são apresentadas a seguir.

A dimensão econômica considera a sustentabilidade financeira da empresa, incluindo seus custos de manutenção e seu lucro obtido com a venda de seus produtos e/ou serviços. Na dimensão ambiental, são considerados os impactos positivos e negativos sobre o meio ambiente como um todo (ar, água, solos etc.), provenientes dos processos de produção do produto ou da prestação de um serviço. Já na dimensão social, são considerados os impactos positivos e negativos causados à sociedade pela implantação e operação da

empresa, como geração de emprego e renda, relação com as comunidades locais, valorização dos funcionários e preocupação com a segurança e satisfação de seus clientes, aumento da demanda por serviços básicos de saúde, educação e saneamento.

De acordo com estudo realizado por De Barba Jr. (2015), existem outras dimensões a serem levadas em conta na visão da sustentabilidade, sendo que a tecnológica é importante para o setor industrial. A dimensão tecnológica da sustentabilidade de um produto leva em consideração suas propriedades físicas (mecânica, térmica, elétrica etc.) e químicas (resistência à corrosão, oxidação etc.), além de sua durabilidade (por quanto tempo esse produto estará em condições de uso), facilidade de conserto, desmonte e reciclagem, entre outros.

O desenvolvimento de tecnologia sustentável é proposto pela análise da fonte causadora de impactos positivos e negativos sobre as dimensões ambiental, econômica e social sobre o desenvolvimento sustentável. O grau tecnológico influencia a demanda por matérias-primas, energia, transportes e infraestrutura, além dos fluxos de massa de materiais, emissões e outras formas de resíduos. Porém, a tecnologia não pode determinar os aspectos futuros da sustentabilidade, nem ser totalmente determinada pelos elementos do desenvolvimento sustentável. É um processo complexo, no qual existe uma influência mútua entre o desenvolvimento sustentável e a tecnologia (MUSANGO & BRENT, 2011).

As empresas devem lidar ainda com um cenário cada vez mais competitivo em que a inovação em produtos busca a sustentabilidade como uma necessidade de sobrevivência em mercados consumidores (MEDEIROS *et al.*, 2014).

Diante disso, deve-se considerar que produto sustentável é aquele que apresenta o melhor desempenho ambiental ao longo de seu ciclo de vida, com função, qualidade e nível de satisfação com igual grau de importância (GLSSALC, 2008).

Muitas vezes, o aspecto da sustentabilidade é negligenciado na fase de desenvolvimento de novos produtos, sendo que é nessa fase que as características iniciais da sustentabilidade do ciclo de vida do produto deveriam ser abordadas (GMELIN & SEURING, 2014).

De acordo com Ellram *et al.* (2008), é possível estabelecer e atingir metas de sustentabilidade no desenvolvimento de novos produtos sem deixar de lado as aspirações com a rentabilidade da organização e a qualidade de desempenho.

É importante considerar que a existência de objetivos estratégicos de negócio bem definidos para as três dimensões da sustentabilidade constitui-se como uma premissa para o desenvolvimento de um produto efetivamente sustentável. É difícil desenvolver um produto sustentável fora de um ambiente de negócio que não considere essa abordagem, que não contemple as dimensões ambiental, social e econômica (MARX & PAULA, 2011).

Compras públicas sustentáveis

A compra pública sustentável é uma forma de integrar considerações e princípios de sustentabilidade em todos os estágios do processo da compra e contratação dos agentes públicos (de governo) com objetivo de reduzir impactos à saúde humana e ao meio ambiente. Ela permite o atendimento das necessidades específicas dos consumidores finais por meio da compra do produto que oferece o maior número de benefícios para o ambiente e a sociedade (GLSSALC, 2008; EDLER & GEORGHIOU, 2007; RAYMOND, 2008).

As compras públicas sustentáveis constituem relevante instrumento de contribuição para a reorganização da economia com novos paradigmas. No Brasil, inserem-se em um contexto de agendas nacionais que orientam as ações e políticas para o desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2014; GELDERMAN *et al.*, 2015; THAI, 2001).

Diante disso, as compras públicas sustentáveis representam a adequação da contratação ao que se chama consumo sustentável. Significa pensar a melhor proposta para a administração pública, levando-se em conta, além do menor preço, o custo como um todo, considerando a manutenção da vida no planeta e o

Desse modo, para se produzir um produto sustentável, é preciso que as empresas tenham a sustentabilidade, em suas três dimensões, bem sedimentada em seus planos estratégicos de negócios e que isso seja refletido no processo de desenvolvimento de produtos (AZEVEDO & NOLASCO, 2009; MARX & PAULA, 2011; DEMAJOROVIC & MATURANA, 2009).

É importante conhecer os requisitos de sustentabilidade que devem ser incorporados no processo de desenvolvimento de produtos sustentáveis, pois eles serão utilizados para avaliar o desempenho ambiental desses novos produtos. Esses requisitos devem envolver a redução da poluição (resíduos, emissões atmosféricas e efluentes líquidos); a redução do consumo de água e energia; e a redução frequente dos acidentes ambientais (LAI & WONG, 2012; ZHU *et al.*, 2007).

bem-estar social. Ressalta-se que os recursos naturais do país e sua biodiversidade são públicos e devem ser preservados (BRASIL, 2014; FISHER, 2013; UTTAM; LE LANN ROOS, 2015).

O Decreto nº 7.746, de 5 de junho de 2012, que regulamentou o artigo 3º da Lei nº 8.666 (Lei das Licitações), de 21 de junho de 1993, foi o qual estabeleceu critérios, práticas e diretrizes gerais para a promoção do desenvolvimento sustentável por meio das contratações efetuadas pelo governo no Brasil. O artigo 3º do decreto determinou a forma de instituir os critérios e as práticas de sustentabilidade para o governo (CARDOSO, 2016).

Segundo Cardoso (2016), os gestores ainda possuem dúvidas de como especificar os critérios e requisitos sustentáveis no processo de compras por meio das modalidades de licitações existentes. Ainda segundo o autor, o Ministério do Planejamento tentou demonstrar a aplicação dessas especificações e disponibilizou alguns casos frequentes das compras sustentáveis comuns que apresentam os critérios de sustentabilidade comumente utilizados nas compras governamentais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Optou-se por utilizar a técnica de mapa cognitivo por elicitar o conhecimento existente de es-

pecialistas sobre um determinado contexto, além de proporcionar um processo de aprendizagem e

construção de estratégias para tomada de decisão. O mapa cognitivo foi usado como ferramenta para a definição dos requisitos de sustentabilidade a partir de entrevistas com especialistas da área de sustentabilidade vinculados a empresas do setor industrial escolhido.

Construção do mapa cognitivo

Na construção do mapa cognitivo, obedeceram-se a cinco etapas.

Etapa 1: Definição do problema e seu contexto

Considerando o contexto estabelecido, foi definido o problema pelo facilitador. No momento da entrevista com cada especialista, por meio de uma abordagem

Passo 1: Definição dos atores envolvidos

Buscou-se selecionar especialistas da área de sustentabilidade com atuação no setor industrial. Esses atores

Passo 2: Elaboração do questionário para ambientação do tema

Tendo em vista facilitar a exploração dos elementos importantes, elaborou-se um questionário de ambientação que foi encaminhado por *e-mail* antes da entrevista com cada especialista. Esse questionário foi elaborado com perguntas sobre o tema contextualizado nessa pesquisa e continha quatro perguntas. Seu objetivo foi levantar questões sobre o tema, proporcionando a reflexão sobre as possibilidades atuais e futuras dos valores, das importâncias, a fim de criar ideias e soluções para o problema.

Etapa 2: Definição dos elementos primários de avaliação e construção dos conceitos a partir desses elementos

Os EPA constituem objetivos, valores e metas referentes ao problema considerando a visão dos especialistas. Aproveitando o objeto definido na Etapa 1 como fonte de elaboração do raciocínio sobre o tema, foram levantados tópicos que influenciaram nessa temática. O primeiro momento foi um *brainstorming*, permitindo que a conversa sobre o tema fosse naturalmente sendo desenvolvida.

Durante o diálogo, foram feitas perguntas específicas (Quadro 1). O objetivo dessas perguntas foi possibilitar a definição dos EPA. No final desse primeiro momento, foram apresentados e validados, por cada especialista, os elementos identificados.

Na pesquisa, utilizou-se a entrevista semiestruturada, que permitiu explorar várias visões para o mesmo tema. Com isso, foi possível construir um modelo que estimulou os sentimentos e valores dos especialistas envolvidos a respeito do problema em que estão inseridos, mas sem a necessidade de ditar normas.

empática e não impositiva, o facilitador apresentou a proposta de rótulo do problema, que foi validada por cada ator envolvido.

foram escolhidos com base em sua experiência profissional e área de atuação.

Posteriormente, nas entrevistas com os especialistas e o facilitador, desenvolveu-se a metodologia para geração do mapa cognitivo. Esse tipo de estratégia possibilitou absorver várias questões que envolviam o problema, de maneira que se expandisse e explorasse a criatividade de cada entrevistado. A quantidade de elementos primários de avaliação (EPA) foi fundamental para qualificar o mapa cognitivo individual e o congregado.

Essa etapa teve a finalidade de visualizar a problemática na qual se encontra inserido e descrevê-la, alcançando seu entendimento para, assim, ter a capacidade de proferir suas decisões estratégicas fundamentadas no estudo realizado, identificando critérios de maior relevância a serem considerados na decisão dos requisitos de sustentabilidade para produtos do setor industrial selecionado.

Os conceitos foram elaborados a partir da utilização de um verbo no infinitivo em cada um dos EPA para que destacassem uma orientação à ação.

Etapa 3: Hierarquização dos conceitos

Aqui o facilitador fez questionamentos a cada especialista para obtenção de conceitos meio e fim. Fundamentado em um conceito, o facilitador direcionou os especialistas a pensar “por que o conceito é importante” e “como realizar tal conceito”.

Após essa etapa, foi possível gerar os mapas individuais que expressam, por meio de mapas cognitivos, os requi-

sitos e outros pontos relevantes na visão dos especialistas sobre o problema abordado. Cada mapa, após sua finalização, foi validado pelo especialista que o gerou. Os mapas cognitivos individuais e o congregado, feito por meio da união dos mapas individuais, foram construídos por meio do *software CmapTools*[®], versão 5.05.01.

Etapa 4: Construção do mapa cognitivo congregado

A construção do mapa ocorreu após o estabelecimento dos conceitos meio e fim, identificados na Etapa 3. Foi realizada apenas pelo facilitador, sem a participação dos especialistas. Os conceitos que eram comuns a mais

de um especialista foram colocados uma única vez, com o melhoramento da redação do conceito no mapa congregado. Após a finalização do mapa cognitivo congregado, ele foi validado por todos os especialistas.

Etapa 5: Análise do mapa cognitivo congregado

Para esta pesquisa, os mapas foram analisados de acordo com as recomendações de Cruz (2011), que estabelece três passos para analisar um mapa cognitivo congregado: identificações dos *clusters*, das linhas de argumentação e dos ramos.

Esse processo de análise serviu para identificar os requisitos de sustentabilidade para as dimensões ambiental, econômica, social e tecnológica. E ainda as percepções do setor industrial sobre compras públicas sustentáveis.

Passo 1: Identificação dos clusters

Os agrupamentos, denominados de *clusters*, são identificados visualmente ou por análise do conteúdo dos mapas. A separação dos conceitos em *clusters* tem o objetivo de diminuir a complexidade que existe ao se tratar do mapa como um todo.

Para Gomes *et al.* (2009), um mapa cognitivo pode ser visto como um conjunto de *clusters*. Os *clusters* podem

ser identificados em função de uma grande densidade de ligações entre conceitos. Outro modo de identificá-los é com base em conceitos com sentidos semelhantes para obtenção dos objetivos finais. Com isso, foi possível a identificação de nichos de conceitos, determinando o *cluster* e facilitando a identificação visual das estratégias para cada um deles, como observado na Figura 1.

Passo 2: Identificação das linhas de argumentação e dos ramos

Quadro 1 – Estratégias para identificar elementos primários de avaliação (19).

Aspectos desejáveis	Quais são os aspectos que os senhores gostariam de levar em consideração em seu problema?
Ações	Quais características distinguem uma ação (potencial ou fictícia) boa de uma ruim?
Dificuldades	Quais são as maiores dificuldades com relação ao estado atual?
Consequências	Quais consequências das ações são boas/ruins/inaceitáveis?
Meta/restrições/linhas gerais	Quais são as metas/restrições/e linhas gerais adotadas pelos entrevistados?
Objetivos estratégicos	Quais são os objetivos estratégicos neste contexto?
Perspectivas diferentes	Quais são os aspectos desejáveis/ações/dificuldades/etc., segundo a perspectiva de outro ator, para o entrevistado?

A análise avançada dos mapas cognitivos teve como característica a identificação dos eixos de avaliação do problema e o conteúdo do mapa. Nesta análise, buscou-se a identificação das linhas de argumentação.

Segundo Lima (2008), essas linhas compreendem a sequência de conceitos que se conectam entre si por uma relação de influência e que formam uma linha de raciocínio de meios e fins com início em um conceito-cauda e término em um conceito-cabeça. Tomando como exemplo a Figura 1, é possível verificar seis linhas de argumentação (C9-C7-C5-C1-C4), (C9-C10-C8-C5-C1-C4), (C6-C1-C4), (C13-C11-C2-C4), (C12-C2-C4), (C17-C16-C15-C14-C3-C4).

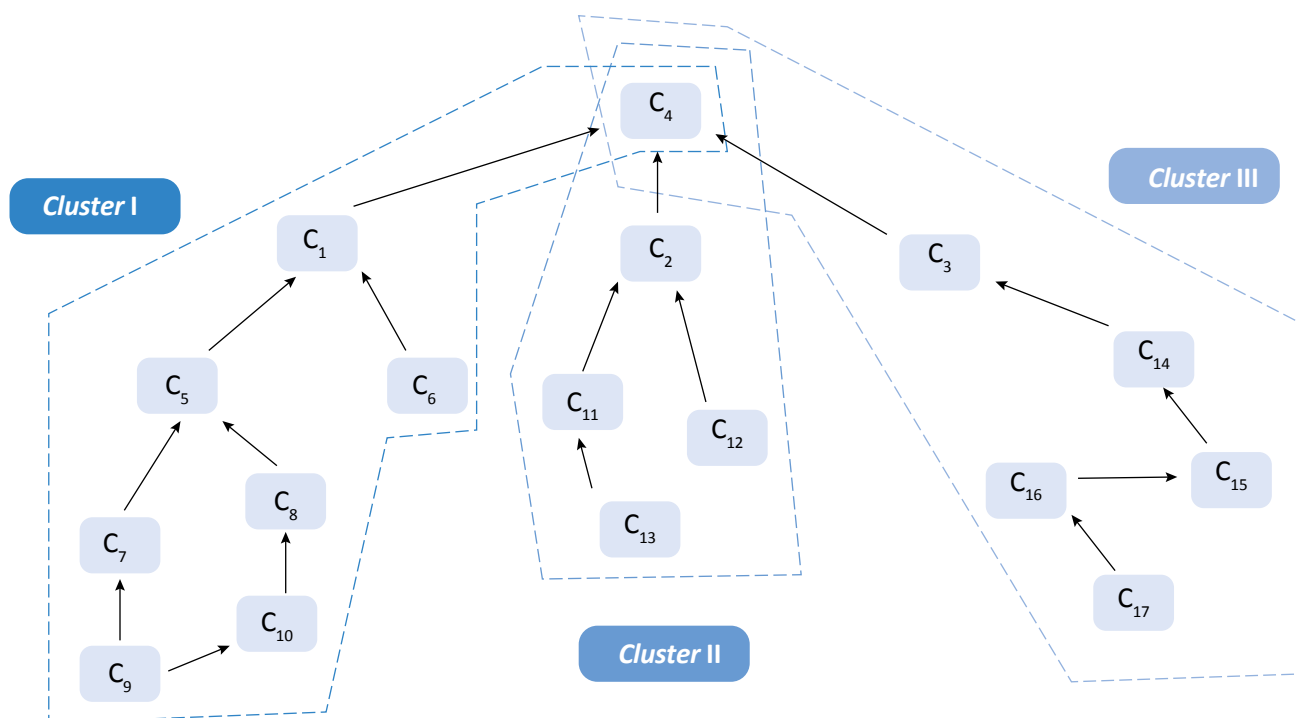
Já a identificação dos ramos em um mapa cognitivo ocorre com base nas similaridades dos interesses retratados nas linhas de argumentação. Pode, dessa maneira, coincidir com uma dessas linhas ou englobar mais de uma delas, dada a proximidade conceitual existente em um conjunto de linhas. Assim, essa identificação ocorre basicamente da análise de conteúdo do mapa (ENSSLIN *et al.*, 2001). A Figura 2 aborda um

exemplo de identificação de ramos em um mapa cognitivo. No exemplo, para simplificação, exploram-se apenas os polos positivos dos conceitos referentes a uma decisão de aquisição de um computador portátil (LIMA, 2008).

Com isso, após a finalização da análise do mapa cognitivo congregado, foi possível levantar os requisitos de sustentabilidade para cada dimensão mencionada pelos especialistas, por meio da avaliação do conteúdo das linhas de argumentação. Além disso, utilizando os *clusters* e as linhas de argumentação, foi possível levantar as percepções do setor industrial, selecionado para esta pesquisa, com relação às compras públicas sustentáveis.

Identificação das tendências de priorização dos requisitos de sustentabilidade

Utilizaram-se os mapas cognitivos individuais e, de acordo com Bork (2015), em trabalho similar realizado, considerando-se o que o mapa cognitivo representa os conceitos e as proposições de



Fonte: LIMA (2008).

Figura 1 – Definição de clusters do mapa cognitivo

cada entrevistado a respeito do tema em discussão. Podem-se realizar a contagem de conceitos, a contagem dos conceitos mais repetidos nas entrevistas, a contagem dos conceitos repetidos em cada aspecto analisado, entre outros (BORK, 2015).

A identificação das tendências de priorização dos requisitos de sustentabilidade ocorreu por meio da contagem dos conceitos que se repetiram nas dimensões ambiental, econômica, social e tecnológica.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

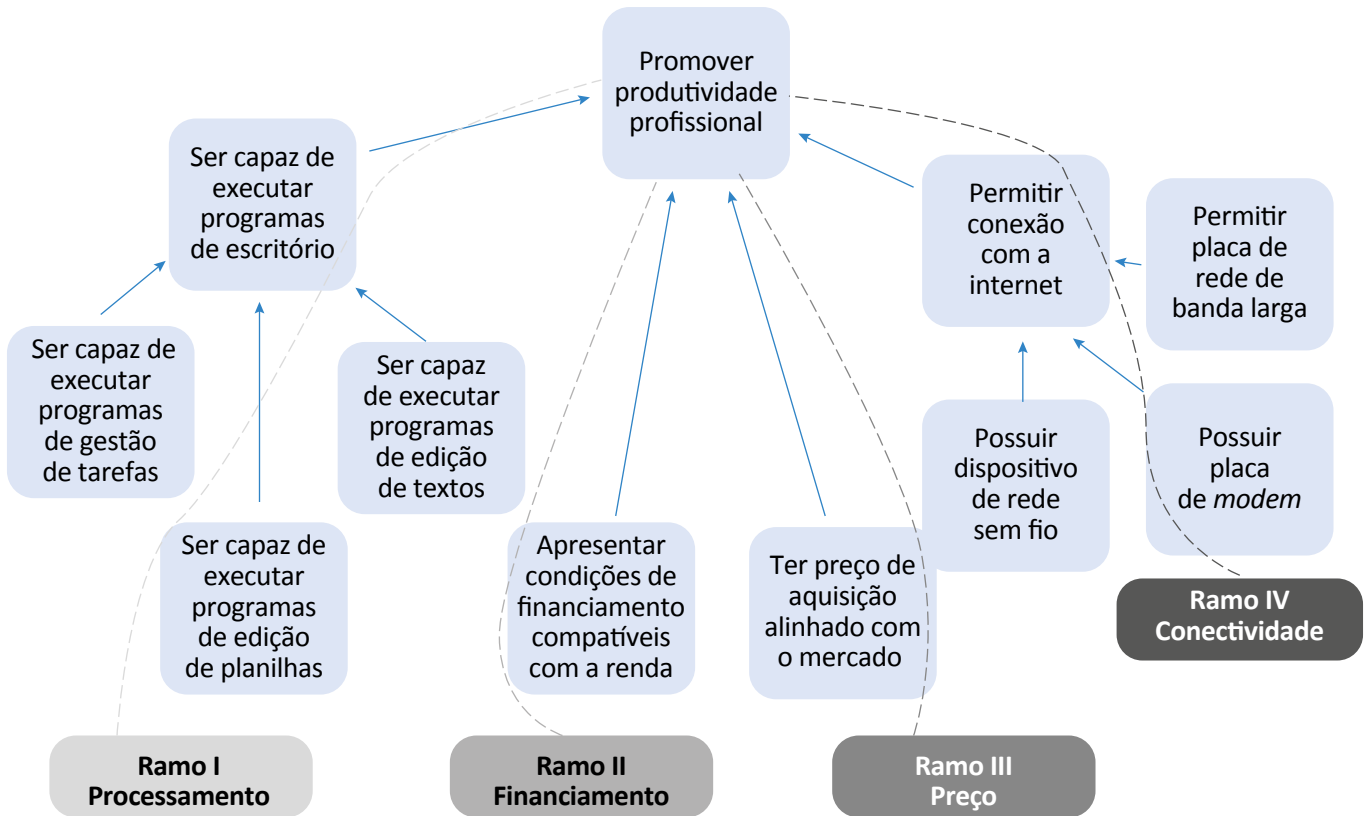
A seguir, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos.

Definição dos requisitos de sustentabilidade para o setor têxtil e de confecção

Essa fase teve o objetivo de identificar os requisitos de sustentabilidade para servir de subsídio nas discussões governamentais sobre compras públicas sustentáveis e de referência para o setor. O mapa cognitivo foi a ferramenta para essa identificação, com base em entrevistas com especialistas do setor selecionado.

Para estabelecer requisitos de sustentabilidade para produtos sustentáveis em um ambiente técnico, construiu-se o mapa cognitivo congregado a partir do cognitivo individual de especialistas qualificados com interesses distintos.

Esta análise teve como foco um problema complexo, pois envolve especialistas da área de sustentabilidade de dife-



Fonte: LIMA (2008).

Figura 2 – Exemplo de identificação de ramos.

rentes empresas, de um mesmo setor industrial da economia brasileira, com percepções e interesses distintos sobre o assunto, tanto no campo técnico quanto político, de compras públicas sustentáveis. Utilizou-se como direcionador o rótulo do problema: *Definição de requisitos de sustentabilidade nas compras governamentais de produtos do setor têxtil e de confecção da indústria brasileira.*

Construção do mapa cognitivo

Na construção do mapa cognitivo, obedeceram-se às etapas descritas na sequência.

Etapa 1: Definição do problema e seu contexto

É importante que a CNI esteja munida de informações, práticas e realidades de cada setor nos diversos fóruns governamentais em que participa defendendo o interesse do setor industrial para garantir que as particularidades sejam levadas em consideração na formulação de políticas públicas.

Nesse contexto, está em atividade o Grupo de Trabalho de Produção e Consumo Sustentável, do qual a CNI faz parte, que está definindo regras para as compras públicas sustentáveis. De forma particular, o setor têxtil e de confecção foi escolhido para ser um dos primeiros a ser objeto de norma específica, devido ao volume de compras de produtos desse segmento que o governo

Passo 1: Definição dos atores envolvidos

Selecionou-se a ABIT, que participa do Grupo de Trabalho de Produção e Consumo Sustentável, para auxiliar na escolha dos especialistas. Alguns especialistas que atuam na ABIT com o objetivo de estudar e propor, tecnicamente, posicionamentos e caminhos a serem considerados nas discussões foram indicados para a pesquisa.

Com isso, foram selecionados, pela ABIT e pelo autor, seis especialistas de empresas diferentes desse setor para serem os atores a gerarem o mapa cognitivo individual para o problema apontado. Esse número foi definido em virtude da disponibilidade de tempo dos especialistas e de seu relacionamento com a associação. A seguir, é apresentado o perfil dos selecionados.

- Especialista 1: Profissional com nível superior na área de engenharia e experiência de mais de 20 anos na área de sustentabilidade do setor têxtil e de confecção;

O trabalho buscou desenvolver a complexidade conjunta aos diversos interesses de um problema dentro de várias visões dos atores no contexto. Contemplou-se a subjetividade dos especialistas, levando-se em consideração seus objetivos, seus preconceitos, suas crenças, seus valores, sua cultura e sua intuição.

realiza. Parte dessas regras envolvem requisitos de sustentabilidade de produtos que serão exigidos dos fornecedores. Construir uma política de compras públicas sustentáveis realista corrobora o pensamento de Fischer (2013), pois as compras públicas têm de deixar de ser apenas políticas para serem efetivas.

Com isso, é importante que a CNI juntamente com o setor determinem os requisitos mais relevantes e aplicáveis na indústria têxtil e de confecção. Diante desse contexto, o problema proposto e validado com cada especialista foi: “Definir requisitos de sustentabilidade para serem considerados nas compras governamentais de produtos do setor têxtil e de confecção da indústria brasileira”.

- Especialista 2: Profissional com nível de pós-graduação na área de engenharia e meio ambiente e experiência superior a dez anos na área de pesquisa e ensino no setor têxtil e de confecção;
- Especialista 3: Profissional com nível superior na área de economia e meio ambiente e experiência superior a dez anos na área de sustentabilidade do setor têxtil e de confecção;
- Especialista 4: Proprietário de empresa do setor têxtil e de confecção há mais de 30 anos; sua companhia obteve diversos prêmios de sustentabilidade nos últimos dez anos;
- Especialista 5: Profissional com pós-graduação na área de inovação e tecnologia e experiência superior a 15 anos na área de pesquisa e ensino no setor têxtil e de confecção;

- Especialista 6: Profissional com nível superior na área de sustentabilidade e experiência superior a

cinco anos na área de sustentabilidade do setor têxtil e de confecção.

Passo 2: Elaboração do questionário para ambientação do tema

Seguindo a metodologia, o questionário foi elaborado pelo facilitador com as seguintes perguntas:

1. Em sua opinião, o que deve ser levado em consideração quando falamos de requisitos de sustentabilidade para produtos do setor?;

2. Quais seriam os requisitos de sustentabilidade que devem ser atendidos por um produto para ser considerado sustentável?;
3. Quais seriam os problemas enfrentados para definir requisitos de sustentabilidade?;
4. Quais os problemas, as dificuldades ou as restrições relacionadas ao estado atual?

Etapa 2: Definição dos elementos primários de avaliação e construção dos conceitos

Nessa etapa, abordou-se a temática de “Definir requisitos de sustentabilidade para serem considerados nas compras governamentais de produtos do setor têxtil e de confecção da indústria brasileira” como fonte de elaboração do raciocínio sobre o

tema e posterior levantamento dos EPA e construção dos conceitos.

Os conceitos construídos a partir dos EPA definidos pelo grupo são apresentados no Quadro 2.

Etapa 3: Hierarquização dos conceitos

Seguindo a metodologia para essa etapa, foi possível construir o mapa cognitivo individual fundamentado

nos EPA listados por cada especialista, conforme pode ser observado nas Figuras de 3 a 8.

Etapa 4: Construção do mapa cognitivo congregado

A construção do mapa, conforme a metodologia proposta, ocorreu sem a participação dos especialistas.

O mapa cognitivo congregado foi validado por todos os especialistas e pode ser analisado na Figura 9.

Etapa 5: Análise do mapa cognitivo congregado

Em acordo com a metodologia proposta foi realizada a análise do mapa.

Passo 1: Identificação dos clusters

Com a finalização do mapa cognitivo congregado, obteve-se a visualização dos conceitos. Com isso, foi possível a identificação de nichos de conceitos, os *clusters*, como pode ser visto na Figura 10.

Os *clusters* ficaram divididos em quatro grupos, que correspondem às ideias consolidadas e validadas pelos especialistas com o facilitador. Os *clusters* identificados foram:

- Competitividade: apresenta a preocupação com a concorrência nos processos licitatórios;

- Requisitos de sustentabilidade: aborda a visão do grupo com a definição de critérios a serem considerados no processo de compras governamentais;
- Revisão de normas: apresenta uma reivindicação do grupo e alguns caminhos a seguir;
- Definição do conceito de produto sustentável: ressalta a importância de definição do conceito de produto sustentável para o setor têxtil e de confecção.

Passo 2: Identificação das linhas de argumentação e dos ramos

O Quadro 3 apresenta as linhas de argumentação do mapa cognitivo congregado para o setor têxtil e de confecção. No caso estudado, as linhas de argumentação são iguais aos ramos. Dessa forma, considerou-se a análise do mapa cognitivo congregado encerrada.

De posse das linhas de argumentação, verificaram-se as percepções do setor têxtil e de confecção sobre compras públicas sustentáveis. Para isso, analisou-se o conteúdo de todas as linhas de argumentação, separando-as em blocos. Os resultados dessa análise podem ser vistos no Quadro 4.

Quadro 2 – Lista de elementos primários de avaliação definidos por cada especialista.

Identificação	Número do conceito no mapa cognitivo individual	Elementos primários de avaliação transformados em conceitos
Esp. 01	2	ter regras claras no processo de compra / ... não ter regra
Esp. 01	3	ter incentivos fiscais para empresas mais sustentáveis / ... não ter incentivos
Esp. 01	4	considerar autodeclaração para empresas / ... não considerar
Esp. 01	13	ter padronização dos moldes / ... não ter padronização
Esp. 02	2	garantir a competitividade da indústria nacional / ... não garantir
Esp. 02	3	ter incentivos fiscais para empresas sustentáveis / ... não ter
Esp. 02	4	considerar a ecoeficiência / ... não considerar
Esp. 02	6	definir regras claras e objetivas / ... não definir
Esp. 02	8	considerar processo de fabricação de cada material / ... não considerar
Esp. 02	9	definir métricas dos requisitos (indicadores) / ... não definir
Esp. 03	2	definir regras claras / ... não definir
Esp. 03	4	considerar normas internacionais / ... não considerar
Esp. 03	7	definir o que é sustentabilidade para o setor / ... não definir
Esp. 04	2	internalizar sustentabilidade nas empresas / ... não considerar
Esp. 04	5	considerar o produto sustentável / ... não considerar
Esp. 04	13	diversificação de produtos / ... não ter
Esp. 04	14	ter planejamento estratégico e financeiro do produto / ... não ter
Esp. 04	16	ter situação financeira saudável / ... não ter
Esp. 05	3	definir conceito de sustentabilidade para o setor / ... não definir
Esp. 05	8	definir incentivos para empresas mais sustentáveis / ... não definir
Esp. 05	11	definir métrica para os requisitos / ... não definir
Esp. 06	2	ter sustentabilidade como diferencial competitivo / ... não ter
Esp. 06	3	ter incentivos para empresas mais sustentáveis / ... não ter
Esp. 06	4	revisar as normas existentes / ... não revisar
Esp. 06	6	definir conceito de sustentabilidade para o setor / ... não definir
Esp. 06	7	definir regras claras / ... não definir

Esp.: especialista.

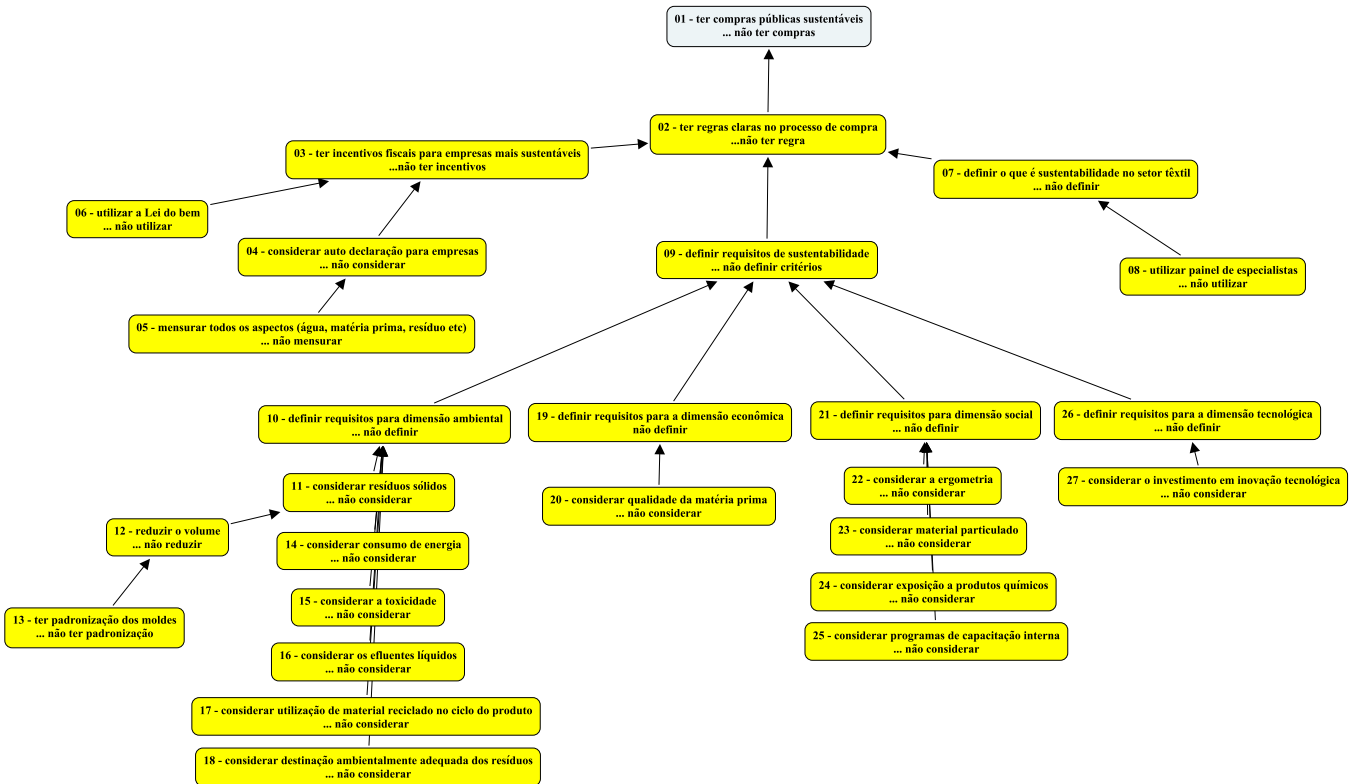


Figura 3 – Mapa cognitivo individual do especialista 1.

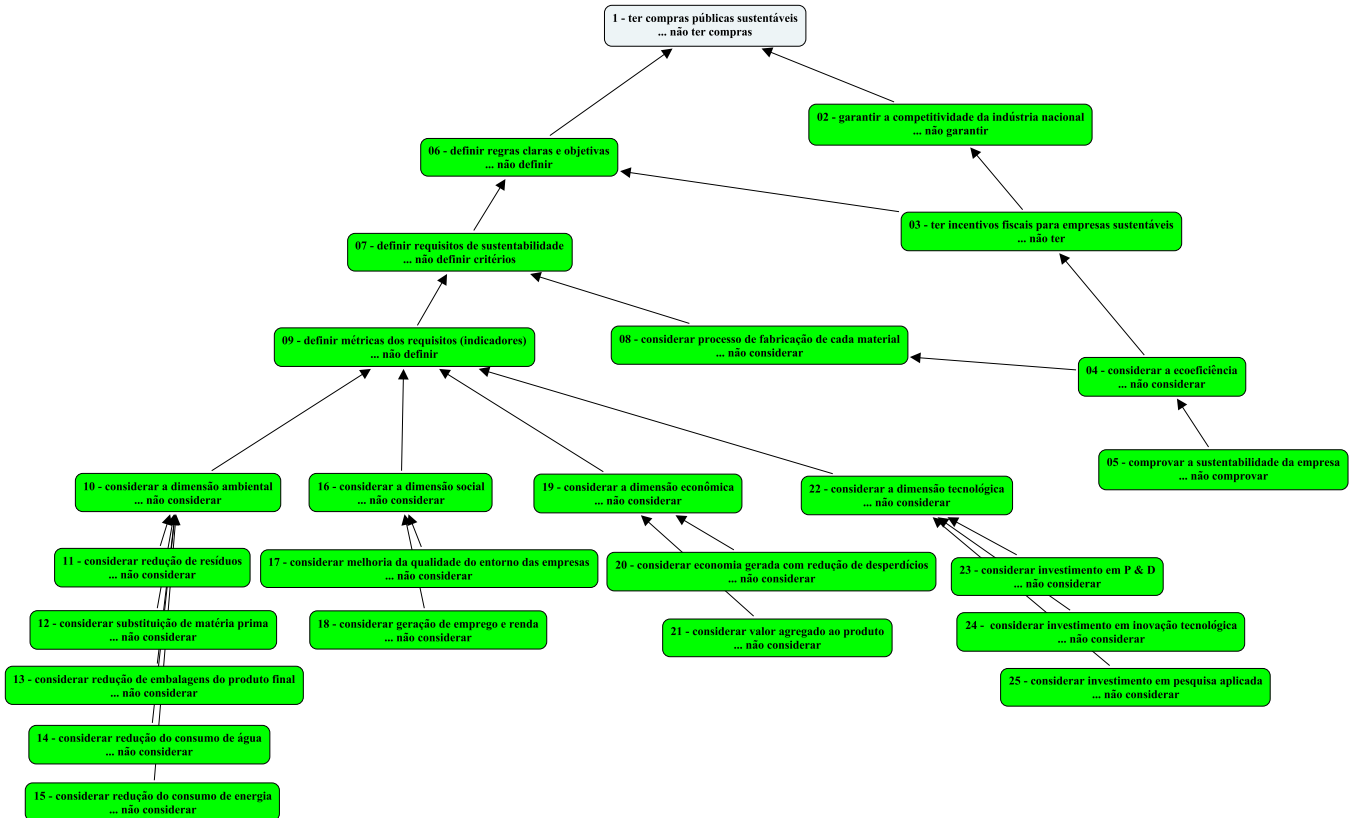


Figura 4 – Mapa cognitivo individual do especialista 2.

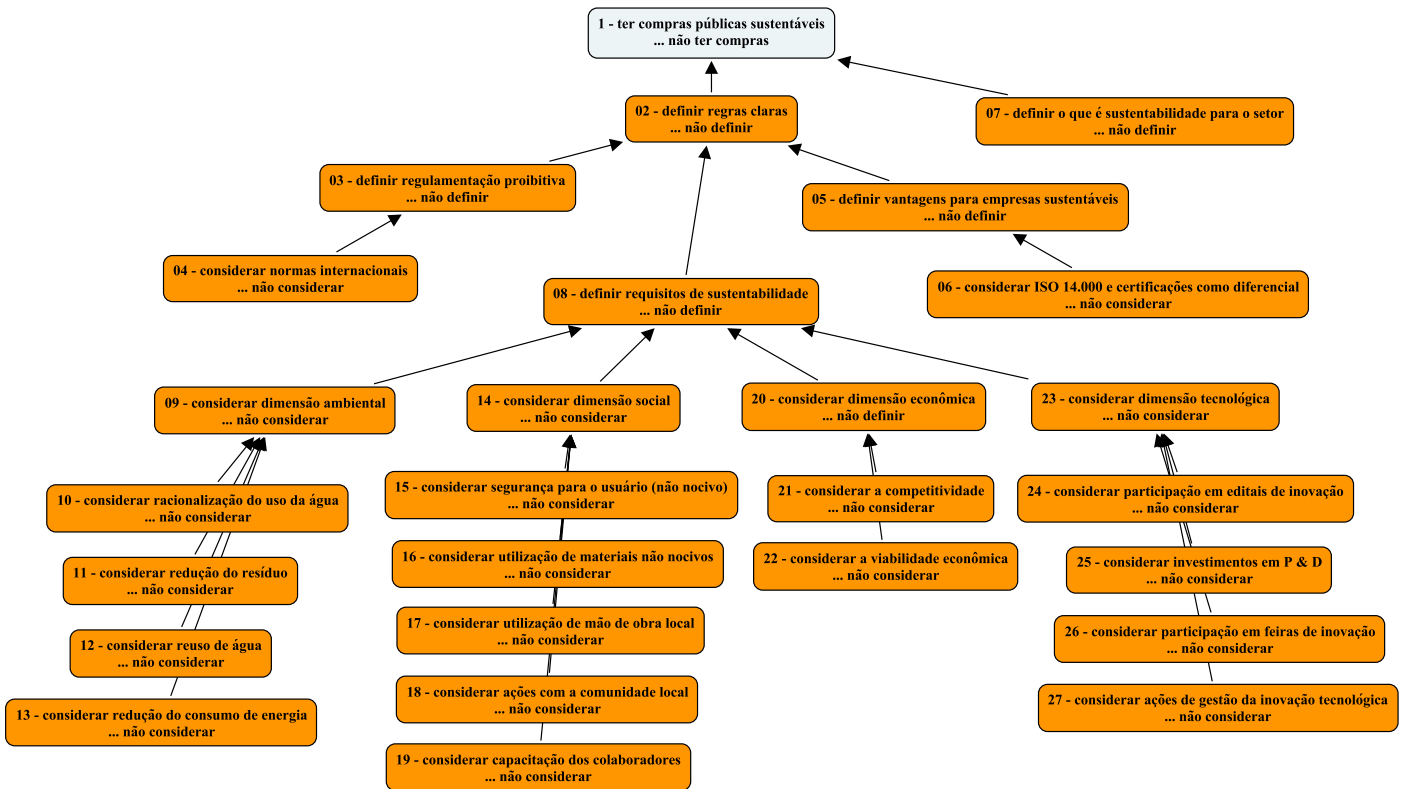


Figura 5 – Mapa cognitivo individual do especialista 3.

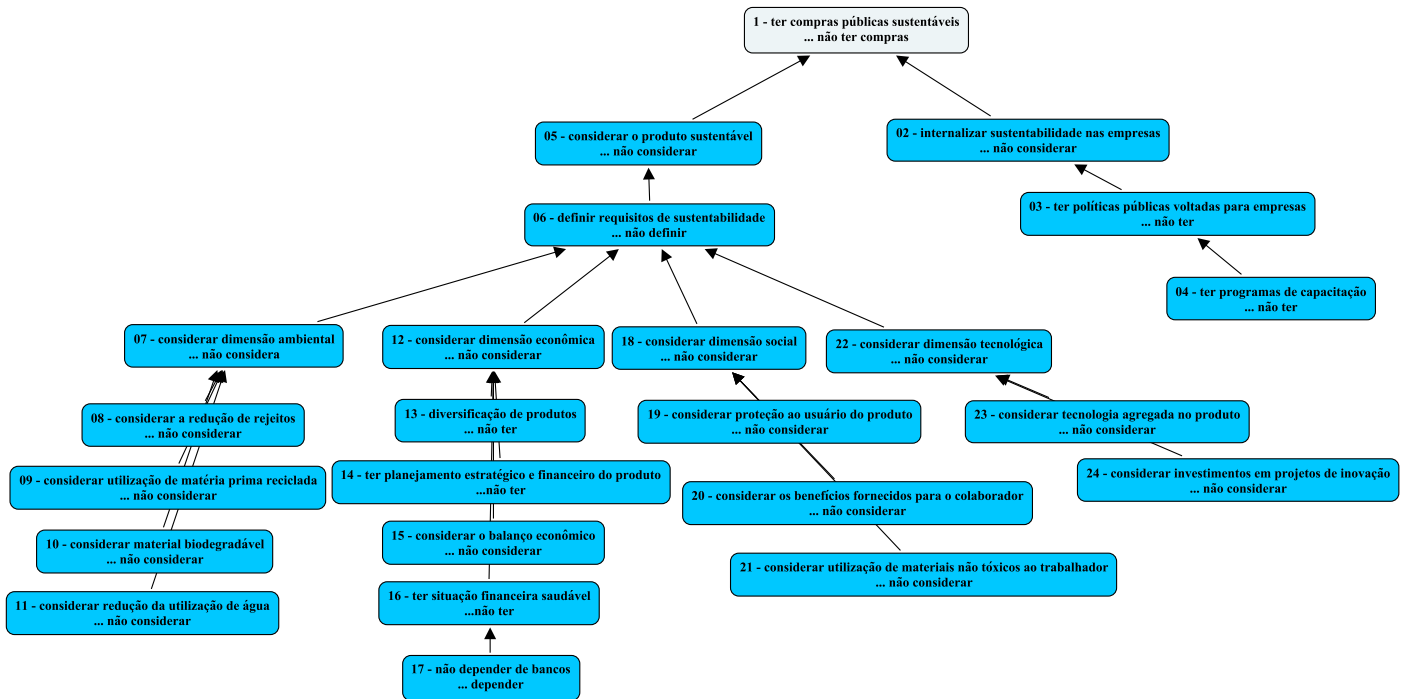


Figura 6 – Mapa cognitivo individual do especialista 4.

Também vai ao encontro com o que diz o trabalho do Governos Locais pela Sustentabilidade Secretariado para América Latina e Caribe (2008), que coloca que um produto pode ser considerado como sustentável mesmo que não aborde os três pilares da sustentabilidade. Isso demonstra que o setor têxtil e de confecção está englobando não somente os três pilares, mas está indo além e considerando a dimensão tecnológica como parte essencial para a sustentabilidade.

Analisando as linhas de argumentação que compõem esse *cluster*, percebeu-se que é preciso estabelecer uma métrica para os requisitos e também fazer com que sejam de aceitação internacional e de fácil identi-

ficação e que considerem as particularidades de cada região, o que vai ao encontro das considerações de Van Weenen (1995) de que é preciso que se incorporem ao processo de desenvolvimento de produtos sustentáveis, logo no início, todos os fatores importantes para que se possa otimizar a sustentabilidade do produto.

Isso reflete a preocupação do setor com a definição de critérios a serem considerados no processo de compras governamentais; conforme destacam Uttam e Le Lann Roos (2015), é importante que se tenha um diálogo entre o fornecedor e o comprador para a definição dos principais requisitos. A análise da repetição dos requisitos, considerando o mapa de cada especialista, revela

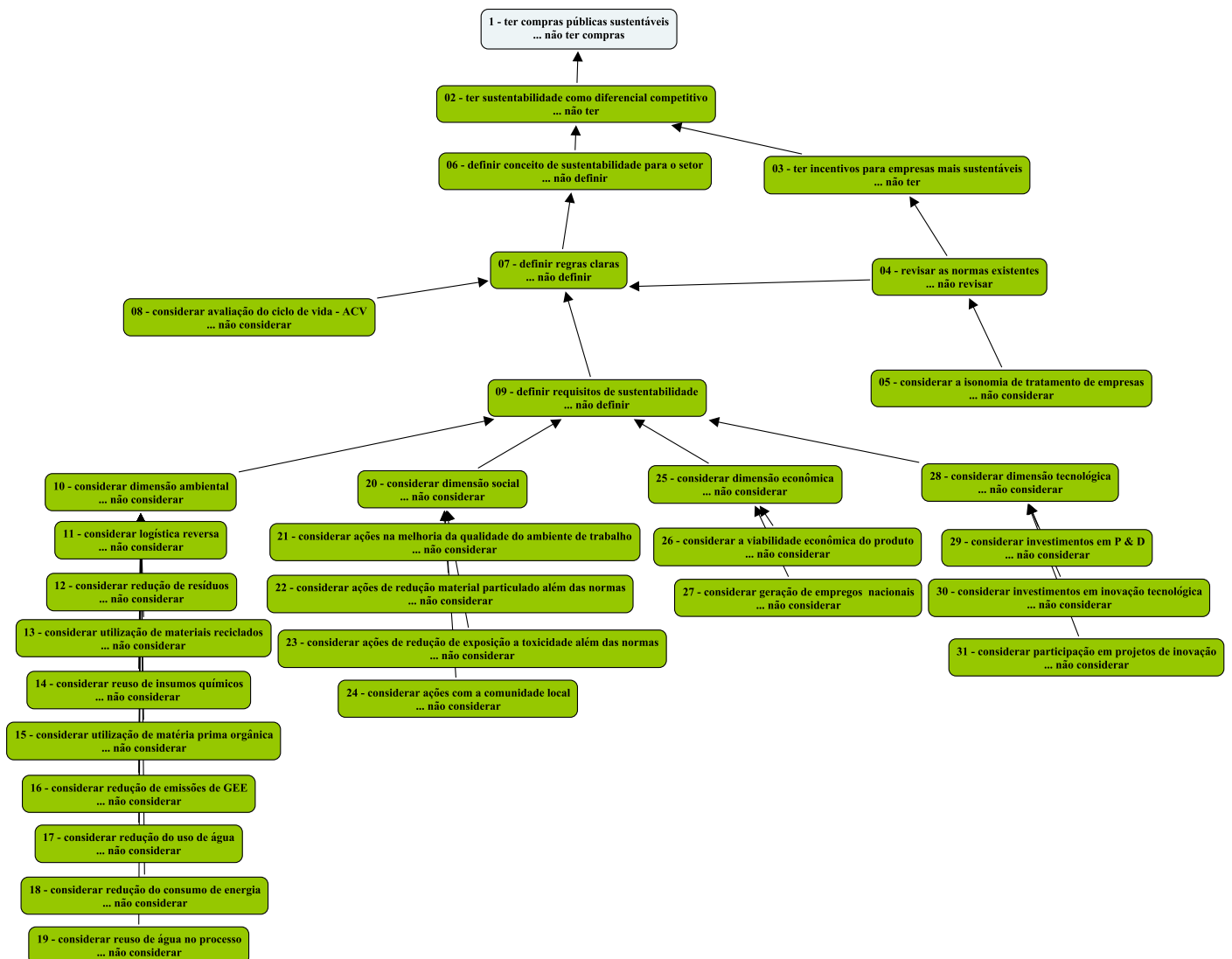


Figura 8 – Mapa cognitivo individual do especialista 5.

que existe uma tendência de priorização, que precisa ser confirmada, a saber:

- Na dimensão ambiental, foram os requisitos *redução de resíduos, consumo de energia elétrica e redução do uso de água* os mais citados;
- Na dimensão econômica, foram os requisitos *viabilidade econômica do produto e produtos e processos competitivos* os mais mencionados;
- Na dimensão social, foram os requisitos *utilização de materiais não nocivos à saúde humana, redução do material particulado, realização de programas de capacitação interna, segurança para o usuário (não nocivo) e realização de ações com a comunidade local* os mais citados;

- Na dimensão tecnológica, foram os requisitos *investimento em inovação tecnológica, investimento em P&D e participação em editais de inovação* os mais repetidos.

Esse levantamento é um indicativo de quais seriam os requisitos que devem ser abordados pelo governo, porém é necessária uma discussão muito mais ampla e que envolva maior participação do setor para definir aqueles que são prioritários e aplicáveis atualmente.

O *cluster de competitividade* retratou como essa área é relevante para o setor, pois, nas compras governamentais, os importadores não são tratados de forma diferenciada dos produtores nacionais. Esse fato colabora para a perda de competitividade da indústria nacional, que é afetada por todas as normas e impostos inerentes a um produtor nacional, fato que não incorre so-

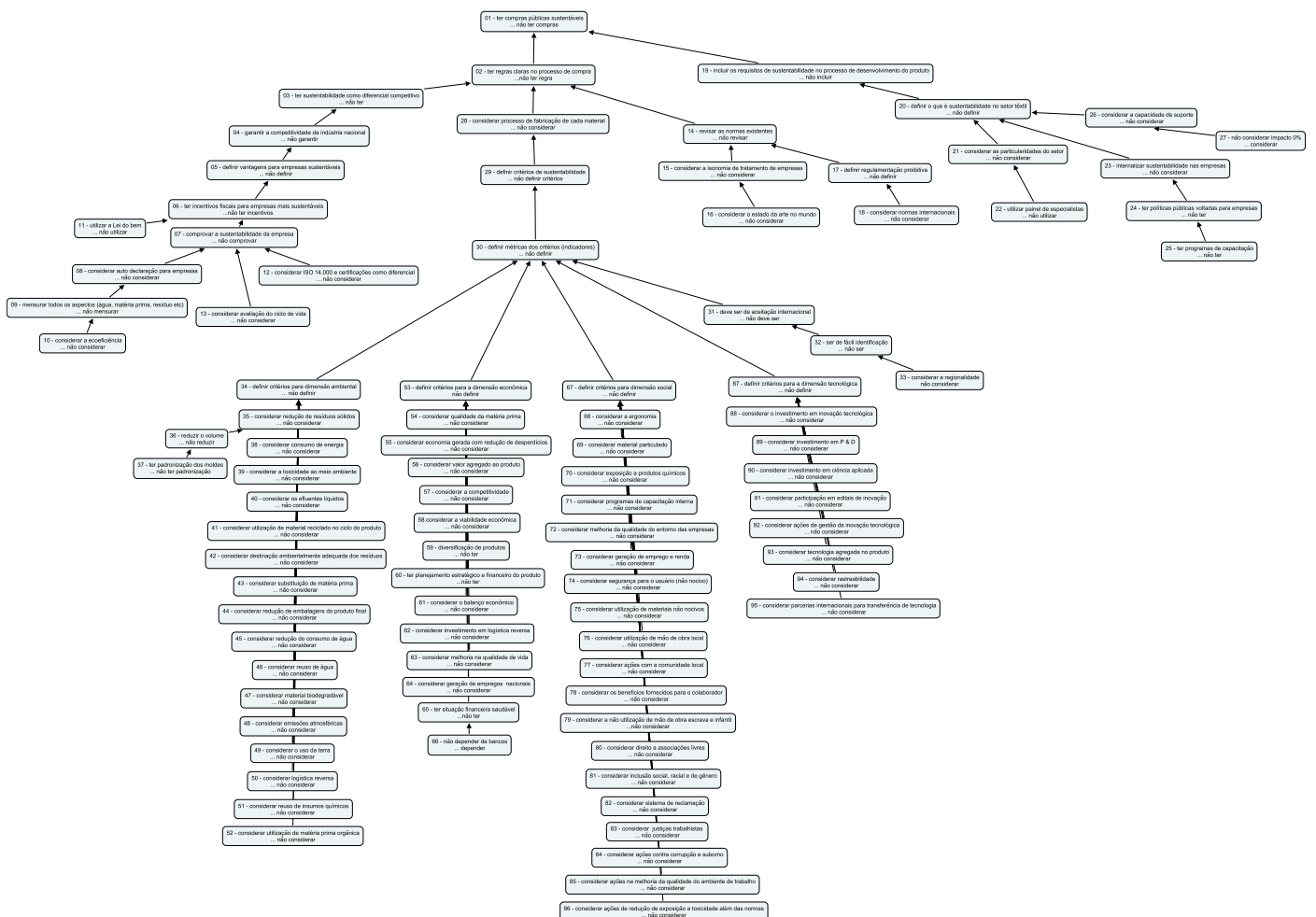


Figura 9 – Mapa cognitivo congregado.

bre os importadores e, com isso, conseguem um preço mais competitivo.

A análise das linhas de argumentação desse cluster revelou ainda que é importante o estabelecimento

de incentivos fiscais para empresas que comprovem a sustentabilidade de seus produtos e processos, seja por meio de certificações como as da série International Organization for Standardization (ISO), seja por um

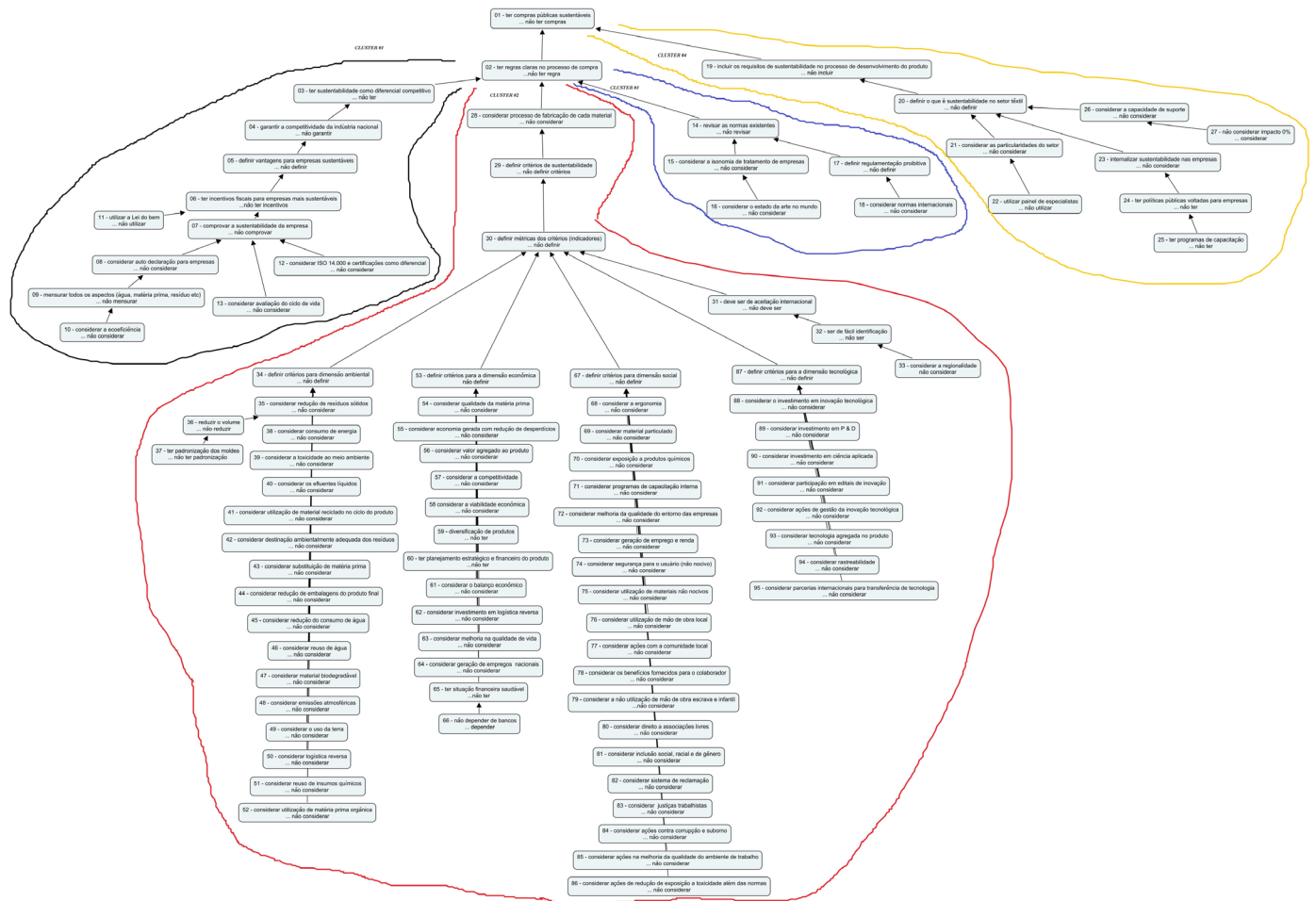


Figura 10 – Mapa cognitivo com cluster.

Quadro 3 – Linhas de argumentação.

Numeração	Linhas de argumentação	Numeração	Linhas de argumentação
1	1-2-3-4-5-6-7-8-9-10	9	1-2-28-29-30-68-(67 ao 86)
2	1-2-3-4-5-6-11	10	1-2-28-29-30-89-(90 ao 95)
3	1-2-3-4-5-6-7-12	11	1-2-14-15-16
4	1-2-3-4-5-6-7-13	12	1-2-14-17-18
5	1-2-28-29-30-31-32-33	13	1-19-20-21-22
6	1-2-28-29-30-34-35-36-37	14	1-19-20-23-24-25
7	1-2-28-29-30-34-(35, 38 ao 52)	15	1-19-20-26-27
8	1-2-28-29-30-54-(52 ao 66)		

processo de autodeclaração, por intermédio da utilização de ferramentas de sustentabilidade, como a avaliação do ciclo de vida (ACV).

Outro ponto levantado pela análise do mapa congregado foi o *cluster de definição do conceito de produto sustentável*. Esse ponto é relevante para o setor, pois apresenta a necessidade imperiosa do governo de definir exatamente o que ele considera como produto sustentável na área têxtil e de confecção, uma vez que quem estabelece as regras do processo licitatório é o governo. Porém, essa definição deve acontecer levando em consideração as particularidades do segmento, incorporando ao processo de discussão os especialistas desse setor para auxiliar na definição.

Verificou-se ainda a necessidade de internalização da sustentabilidade pelas empresas do setor, necessitando, para isso, do apoio do governo com o estabeleci-

mento de políticas públicas voltadas a essa demanda e a disponibilização de cursos de capacitação nessa temática para a cadeia produtiva.

Por fim, o *cluster de revisão de normas*, que, apesar de possuir a menor quantidade de conceitos, apresenta informações importantes para uma boa estratégia de representação da CNI e da ABIT. Já existem vários estados da federação brasileira com legislações específicas para compras governamentais e que exigem requisitos que foram estabelecidos sem levar em consideração as particularidades do setor. As linhas de argumentação desse *cluster* revelaram a necessidade de revisão dessas normas com base na realidade da indústria e de experiências internacionais, além de reforçar a necessidade de tratamento diferenciado para empresas nacionais frente às internacionais, incluindo o estabelecimento de normas proibitivas.

CONCLUSÃO

Este trabalho evidenciou os requisitos de sustentabilidade e suas tendências de priorização, na visão do setor industrial têxtil e de confecção, que servirá de

subsídio nas discussões e negociações governamentais sobre compras públicas sustentáveis e que poderão ser utilizados como referência para esse setor. Cabe ressal-

Quadro 4 – Mapeamento das percepções do setor têxtil e de confecção.

Numeração	Linha de argumentação	Percepção
1	1-2-3-4-5-6-7-8-9-10	Relacionado a competitividade e meios de incentivar a sustentabilidade no setor.
2	1-2-3-4-5-6-11	
3	1-2-3-4-5-6-7-12	
4	1-2-3-4-5-6-7-13	
5	1-2-28-29-30-31-32-33	Relacionado a ações envolvendo os requisitos.
6	1-2-28-29-30-34-35-36-37	
7	1-2-28-29-30-34-35-(38 ao 52)	Relacionado aos requisitos de sustentabilidade.
8	1-2-28-29-30-53-(54 ao 66)	
9	1-2-28-29-30-67-(68 ao 86)	
10	1-2-28-29-30-89-(88 ao 95)	
11	1-2-14-15-16	Relacionado à revisão de normas e ao estabelecimento de regras para compras públicas sustentáveis.
12	1-2-14-17-18	
13	1-19-20-21-22	Relacionado à inclusão de requisitos de sustentabilidade no processo de desenvolvimento de produtos e à definição de conceito de sustentabilidade para o setor.
14	1-19-20-23-24-25	
15	1-19-20-26-27	

Quadro 5 – Lista de requisitos de sustentabilidade e sua tendência de priorização para o setor têxtil e de confecção.

Repetições	Ambiental	Econômica	Social	Tecnológica
6	Redução de resíduos sólidos	-	-	-
5	Redução do consumo de energia elétrica e do consumo de água	-	-	Investimento em inovação tecnológica
4	-	-	-	Investimento em P&D
3	Utilização de material reciclado no ciclo do produto; reúso de água	Viabilidade econômica do produto	Utilização de materiais não nocivos à saúde humana	-
2	Redução de emissões atmosféricas	Produtos e processos competitivos	Redução do material particulado; capacitação interna; segurança para o usuário (não nocivo); ações com a comunidade local	Participação em editais de inovação
1	Utilização de matérias-primas e insumos não tóxico ao meio ambiente; tratamento dos efluentes líquidos; destinação ambientalmente adequada dos resíduos; substituição de matérias-primas no processo produtivo; redução de embalagens do produto final; utilização de material biodegradável; redução da quantidade de uso da terra; sistema de logística reversa; reúso de insumos químicos; utilização de matéria-prima orgânica	Qualidade da matéria-prima; economia gerada com redução de desperdícios; valor agregado ao produto; diversificação de produtos no portfólio da empresa; planejamento estratégico e financeiro do produto; balanço econômico/financeiro; investimento em logística reversa; geração de empregos nacionais; situação financeira da empresa saudável	Melhoria da ergonomia; redução de exposição a produtos químicos; melhoria da qualidade no entorno; geração de emprego e renda; utilização de mão de obra local; benefícios para o colaborador; zero mão de obra escrava e infantil; direito a associações livres do trabalhador; inclusão social, racial e de gênero; sistemas de reclamação interno e externo; promoção das justças trabalhistas; ações contra corrupção e suborno; ações na melhoria da qualidade do ambiente de trabalho; redução de exposição à toxicidade	Investimento em pesquisa aplicada; ações para a gestão da inovação tecnológica; tecnologia agregada no produto; rastreabilidade do produto; estabelecimento de parcerias internacionais para transferência de tecnologia

tar que é preciso ainda definir os indicadores e as métricas para os requisitos listados, além de verificar suas interdependências e aqueles que já são preconizados na literatura.

A pesquisa colabora ainda com informações importantes e relevantes que poderão subsidiar a CNI e a ABIT nas discussões sobre compras governamentais. Pode auxiliar o setor a caminhar em busca da sustentabilidade de seus produtos e processos, utilizando os resultados como referência.

O trabalho mostrou o potencial da aplicação da técnica de mapeamento cognitivo na definição de requisitos e no processo de estruturação de problemas de natureza complexa. O resultado obtido pode servir como base estruturada para decisões de priorização de temas e formas de atuação do setor produtivo.

Esta pesquisa, por conta das limitações de tempo e de acesso à informação, pretendeu gerar uma lista de requisitos de sustentabilidade na visão de especialistas

do setor industrial têxtil e de confecção que servisse de subsídio para o debate em fóruns governamentais e que auxiliasse o setor na incorporação dessa temática no processo de desenvolvimento de seus produtos e processos. Não foram recomendados indicadores e métricas associados a cada um dos requisitos listados. Além disso, não foi possível realizar a comparação entre estes e os preconizados na literatura. Por fim, não foi possível verificar a relação existente entre os requisitos listados, a fim de identificar a existência de correlação entre eles, pois se entende que devem ser independentes.

Sugerem-se pesquisas que possam verificar se os requisitos levantados por este trabalho vão ao encontro dos preconizados na literatura e ainda estudos para identificar a independência entre os requisitos, além de estabelecer indicadores e métricas para cada requisito identificado, considerando as métricas já existentes, em níveis nacional e internacional, mas sendo particularizadas para o setor têxtil e de confecção.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, P. S. de; NOLASCO, A. M. Fatores de incorporação de requisitos ambientais no processo de desenvolvimento de produtos em indústrias de móveis sob encomenda. *Ciência Rural*, v. 39, n. 8, p. 2422-2427, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782009000800023>
- BORK, C. A. S. *Método para avaliação da sustentabilidade de produtos e processos em sistemas produtivos: uma aplicação para escolha de fluidos de corte*. São José dos Campos: ITA, 2015.
- BORK, C. A. S.; SOUZA, J. F.; GOMES, J. O.; CANHETE, V. V. P.; DE BARBA JR., D. J. Methodological tools for assessing the sustainability index (SI) of industrial production processes. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, v. 87, n. 5-8, p. 1313-1325, 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s00170-014-6684-8>
- BRASIL. Conselho Superior da Justiça do Trabalho. *Guia de contratações sustentáveis da justiça do trabalho*. 2. ed. Brasília: Conselho Superior da Justiça do Trabalho, 2014.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Portaria n. 61, de 15 de maio de 2008. *Diário Oficial da União*, p. 93-94, 2008.
- CARDOSO, J. R. *Contratações públicas sustentáveis: da teoria à prática*. Brasília: ENAP, 2016.
- CAVALCANTI, D.; OLIVEIRA, G.; D'AVIGNON, A.; SCHNEIDER, H.; TABOULCHANAS, K. *Compras Públicas Sustentáveis: diagnóstico, análise comparada e recomendações para o aperfeiçoamento do modelo brasileiro*. Santiago: Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe (CEPAL), 2017.
- CENTENERA, J.; HASAN, M. Sustainable Product-Service Systems. *International Business Research*, v. 7, n. 7, p. 62-71, 2014. <http://dx.doi.org/10.5539/ibr.v7n7p62>

CRUZ, M. H. *Utilização de uma metodologia de apoio à decisão na análise de outsourcing em uma empresa metalúrgica*. Campinas: UNICAMP, 2011.

DE BARBA JR., D. J. *Framework para a avaliação da sustentabilidade de produtos manufaturados*. São José dos Campos: ITA, 2015.

DEMAJOROVIC, J.; MATURANA, L. M. Desenvolvimento de produtos sustentáveis: purificadores de água brastemp e carpetes interface. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, v. 3, n. 3, p. 102-119, 2009. <http://dx.doi.org/10.24857/rgsa.v3i3.179>

DIEGEL, O.; SINGAMNENI, S.; REAY, S.; WITHELL, A. Tools for Sustainable Product Design: Additive Manufacturing. *Journal of Sustainable Development*, v. 3, n. 3, p. 68-75, 2010. <https://doi.org/10.5539/jsd.v3n3p68>

EDLER, J.; GEORGHIOU, L. Public procurement and innovation-Resurrecting the demand side. *Research Policy*, v. 36, n. 7, p. 949-963, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.03.003>

ELKINGTON, J. *Cannibals with forks: The triple bottom line of sustainability*. Gabriola Island: New Society Publishers, 1998.

ELLRAM, L. M.; TATE, W.; CARTER, C. R. Applying 3DCE to environmentally responsible manufacturing practices. *Journal of Cleaner Production*, v. 16, n. 15, p. 1620-1631, out. 2008.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER, G. N.; NORONHA, S. M. D. *Apoio à decisão: metodologias para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas*. Florianópolis: Insular, 2001.

FISHER, E. The Power of Purchase: Addressing Sustainability through Public Procurement. *European Procurement & Public Private Partnership Law Review*, v. 8, n. 1, p. 2-7, 2013. <https://doi.org/10.21552/EPPPL/2013/1/157>

GELDERMAN, C. J.; SEMEIJN, J.; BOUMA, F. Implementing sustainability in public procurement: the limited role of procurement managers and party-political executives. *Journal of Public Procurement*, v. 15, n. 1, p. 66-92, 2015. <https://doi.org/10.1108/JOPP-15-01-2015-B003>

GOVERNOS LOCAIS PELA SUSTENTABILIDADE SECRETARIADO PARA AMÉRICA LATINA E CARIBE (GLSSALC). *Guia de compras públicas sustentáveis*. 2. ed. ICLEI (LACS), 2008.

GMELIN, H.; SEURING, S. Determinants of a sustainable new product development. *Journal of Cleaner Production*, v. 69, p. 1-9, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.053>

GOMES, L. F. A. M.; GOMES, C. F. S.; ALMEIDA, A. T. de. *Tomada de decisão gerencial enfoque multicritério*. São Paulo: Atlas, 2009. 324 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Participação da despesa de consumo das administrações públicas em relação ao produto interno bruto. In: Séries históricas e estatísticas. Disponível em: <<https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=12&op=0&vcodigo=SCN34&t=participacaodespesa-consumo-administracoes-publicas-brem>>. Acesso em: 28 jun. 2015.

LAI, K.; WONG, C. W. Y. Green logistics management and performance: Some empirical evidence from Chinese manufacturing exporters. *Omega*, v. 40, n. 3, p. 267-282, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.omega.2011.07.002>

LIMA, A. S. de. *Proposta de método para modelagem de critérios de priorização de projetos de pesquisa e desenvolvimento aeroespaciais*. São José dos Campos: ITA, 2008.

MARX, Â. M.; PAULA, I. C. de. Proposta de uma sistemática de gestão de requisitos para o processo de desenvolvimento de produtos sustentáveis. *Produção*, v. 21, n. 3, p. 417-431, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0103-65132011005000041>

MEDEIROS, J. F. de; RIBEIRO, J. L. D.; CORTIMIGLIA, M. N. Success factors for environmentally sustainable product innovation: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 76-86, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.035>

MUSANGO, J. K.; BRENT, A. C. A conceptual framework for energy technology sustainability assessment. *Energy for Sustainable Development*, v. 15, n. 1, p. 84-91, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.esd.2010.10.005>

RAYMOND, J. Benchmarking in public procurement. *Benchmarking: An International Journal*, v. 15, n. 6, p. 782-793, 2008. <https://doi.org/10.1108/14635770810915940>

THAI, K. V. Public Procurement Re-examined. *Journal of Public Procurement*, v. 1, n. 1, p. 9-50, 2001. <https://doi.org/10.1108/JOPP-01-01-2001-B001>

TOLENTINO, L. *Governo e indústria procuram medidas de apoio à produção e consumo sustentáveis*. Brasil: Ministério do Meio Ambiente, 2013. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/9685-governo-e-ind%C3%BAstria-procuram-medidas-de-apoio-%C3%A0-economia-verde>>. Acesso em: 7 maio 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). *Life cycle management*. A business guide to sustainability. Nairobi: UNEP, 2007.

UTTAM, K.; LE LANN ROOS, C. Competitive dialogue procedure for sustainable public procurement. *Journal of Cleaner Production*, v. 86, p. 403-416, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.031>

VAN WEENEN, J. C. Towards sustainable product development. *Journal of Cleaner Production*, v. 3, n. 1-2, p. 95-100, 1995. [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(95\)00062-J](https://doi.org/10.1016/0959-6526(95)00062-J)

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future (The Brundtland Report)*. Geneva: WCED, 1987. Disponível em: <<http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>>. Acesso em: 4 mar. 2015.

ZHU, Q.; SARKIS, J.; LAI, K. Green supply chain management: pressures, practices and performance within the Chinese automobile industry. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 11-12, p. 1041-1052, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.021>



CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS DA FUNDIÇÃO DE FERRO E AVALIAÇÃO DE POSSÍVEIS APLICAÇÕES NA CONSTRUÇÃO CIVIL

IRON FOUNDRY WASTES CHARACTERIZATION AND EVALUATION OF POSSIBLE APPLICATIONS IN CIVIL CONSTRUCTION

Lucimara Bragagnolo 

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim. Pesquisadora na UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Suêllen Tonatto Ferrazzo 

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Felipe Paiva Muscope 

Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Eduardo Pavan Korf 

Doutor em Engenharia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professor pesquisador no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Gean Delise Leal

Pasquali Vargas 

Doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Professora pesquisadora no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Clarissa Dalla Rosa 

Doutora em Engenharia de Alimentos pela UFSC. Professora pesquisadora no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Hugo Von Linsingen Piazzetta 

Doutor em Agronomia pela Universidade Federal do Paraná. Professor pesquisador no Curso de Agronomia da UFFS, Campus Erechim – Erechim (RS), Brasil.

Andréia Fátima Tormen 

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo – Passo Fundo (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

Lucimara Bragagnolo – Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim – Rodovia ERS 135, km 72, n. 200 – CEP: 99700-970 – Caixa Postal: 764 – Erechim (RS), Brasil – E-mail: lucimarabragagnolo@hotmail.com

Recebido em: 24/9/2018

Aceito em: 28/11/2018

RESUMO

A geração e a disposição de resíduos oriundos da fundição de metais despertam a necessidade de alternativas que promovam seu melhor reaproveitamento em processos produtivos. Assim, este estudo realizou a caracterização química, mineralógica e granulométrica de resíduos de fundição de ferro cinzento e nodular e avaliou sua aplicabilidade na construção civil. A areia verde, escória e material particulado apresentaram em sua composição química a presença majoritária de dióxido de silício (SiO_2), além de óxido de alumínio (Al_2O_3), óxido de potássio (K_2O) e óxido de ferro (Fe_2O_3). A análise mineralógica revelou a presença de quartzo em todos os resíduos e de hematita, na escória. Os três resíduos apresentaram granulometrias compreendidas entre 0,002 e 0,6 mm. Identificou-se que os resíduos possuem potencialidade de uso na produção de cimento, argamassas e materiais cerâmicos, como substituintes parciais dos agregados miúdos do concreto e como material da camada de sub-base de pavimentos.

Palavras-chave: produção de peças fundidas; subprodutos; composição química e mineralógica; reaproveitamento; cerâmica e concreto.

ABSTRACT

The generation and disposal of foundry waste result in the need for alternatives or solutions that promote a better waste reuse in the production processes. Having this in mind, this study carried out the chemical, mineralogical and granulometric characterization of gray and nodular iron foundry wastes and evaluated their applicability in civil construction. The green sand, slag and particulate material presented, in their chemical composition, the major presence of SiO_2 , followed by Al_2O_3 , K_2O and Fe_2O_3 . The mineralogical analysis revealed the presence of quartz in all residues and hematite in the slag. These three residues had particle sizes ranging from 0.002 to 0.6 mm. It was identified that the residues have great potentiality of use in the production of cement, concrete as material of the sub-base layer of pavements.

Keywords: castings production; by products; chemical and mineralogical composition; granulometry; ceramic and concrete.

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o avanço tecnológico conduziram à crescente extração de recursos naturais e ao aumento da geração de resíduos. Esse cenário impulsiona a realização de pesquisas que visam ao desenvolvimento de mecanismos a fim de reduzir a produção dos resíduos e torná-los subprodutos de valor agregado (AGGARWAL; SIDDIQUE, 2014; BHARDWAJ; KUMAR, 2017). A busca pelo reaproveitamento dos resíduos industriais deve-se ao fato de que sua disposição em aterros vem se tornando economicamente desfavorável, por conta do aumento do custo da disposição final (SIDDIQUE, 2014; BHARDWAJ; KUMAR, 2017; MANOHARAN *et al.*, 2018; YAZOGHLI-MARZOUK *et al.*, 2014). Também, deve-se à criação de regulamentos ambientais rigorosos que controlam a disposição dos resíduos e instituem responsabilidades aos envolvidos nessa atividade, bem como pela perda da lucratividade tida por parte das indústrias, pelas sobras e pelos desperdícios decorrentes do processo (BHARDWAJ; KUMAR, 2017; MANOHARAN *et al.*, 2018).

Diversos resíduos industriais vêm sendo estudados para utilização em materiais da construção civil, como o uso da areia de fundição ou escórias de fornos de fundição de ferro na fabricação de concretos convencionais e autoadensáveis, em pisos e blocos, bem como argamassas e pavimentos asfálticos (SWAPNA; PATIL, 2015; BHARDWAJ; KUMAR, 2017; SIDDIQUE; SINGH; SINGH, 2018; TORRES; BARTLETT; PILGRIM, 2017; CASALI *et al.*, 2018). A substituição dos agregados convencionais por agregados reciclados, além de contribuir para a conservação do meio ambiente, pela redução do descarte de resíduos e da extração dos recursos naturais, também resulta na minimização de custos com a destinação final e a gestão dos resíduos, bem como em ganhos econômicos com a produção de materiais com custo reduzido (AGGARWAL; SIDDIQUE, 2014; MANOHARAN *et al.*, 2018; SAHA; SARKER, 2017b; SIDDIQUE; KAUR; RAJOR, 2010; SIDDIQUE; SINGH; SINGH, 2018).

A indústria de fundição de metais, apesar de fazer uso de sucatas metálicas como matéria-prima, é grande geradora de resíduos sólidos, entre os quais se destacam poeiras diversas e areia de moldagem, correspondente ao maior volume de resíduos gerados por esse setor. A areia de moldagem é utilizada na confecção dos moldes e machos para a obtenção de peças fundidas em razão das características como boa condutibilidade térmica e gra-

nulometria arredondada que permite fácil moldagem. Ao longo do tempo, essa areia sofre deterioração e perda de qualidade, deixando de ser reincorporada no ciclo produtivo e necessitando de uma destinação final adequada (BHARDWAJ; KUMAR, 2017). Gerada em grandes quantidades, a areia de fundição é um subproduto com grandes perspectivas de ser introduzido na substituição dos agregados miúdos do concreto (AGGARWAL; SIDDIQUE, 2014; GURUMOORTHY; ARUNACHALAM, 2016; MANOHARAN *et al.*, 2018; SIDDIQUE; SINGH; SINGH, 2018), porém ainda há a necessidade de mais estudos quanto a essa aplicação (BHARDWAJ; KUMAR, 2017).

A cadeia produtiva de fundição de metais do Brasil concentra-se, principalmente, nos estados de Santa Catarina, São Paulo e Rio Grande do Sul (BRASIL, 2009). No país, em 2012, estimou-se uma geração anual de resíduo de areia de fundição de aproximadamente 3 milhões de toneladas (MASTELLA *et al.*, 2014), e o que foi reciclado destinou-se, principalmente, à pavimentação asfáltica (BRASIL, 2009). Em comparação com outros países, como Espanha, Índia e Estados Unidos, são geradas, respectivamente, em torno de 1 (ETXEBERRIA *et al.*, 2010), 1,71 e 10–15 milhões de toneladas, por ano, desse resíduo (SIDDIQUE; SINGH; SINGH, 2018).

Nos processos de fundição de metais, também há geração de escórias nos fornos de alta temperatura. Esse resíduo vem sendo utilizado em substituição aos agregados miúdos e/ou graúdos do concreto (GURUMOORTHY; ARUNACHALAM, 2016; SETHY; PASLA; CHANDRA SAHOO, 2016; TORRES; BARTLETT; PILGRIM, 2017), da areia natural ou do cimento Portland (RAHMAN *et al.*, 2017; SAHA; SARKER, 2017a; 2017b; SIDDIQUE; SINGH; SINGH, 2018). Outro resíduo gerado na produção de peças fundidas consiste em um material particulado, coletado por equipamentos de controle da poluição do ar. Esse resíduo de estudo apresenta, basicamente, granulometria inferior a 0,2 mm. Torres *et al.* (2017) demonstraram a viabilidade do uso desse resíduo junto a areia, escória e cinzas de fundição, como substituinte parcial dos agregados naturais do concreto. Para utilização dos resíduos de fundição na composição de materiais construtivos, e para avaliar a eficácia e a viabilidade desse uso, são necessárias informações referentes às propriedades, ao desempenho e à durabilidade desses subprodutos. Entretanto, a falta desses dados ainda é um dos principais limitantes para a utilização desses resíduos.

Há uma escassez de conhecimentos sobre outros resíduos industriais semelhantes à areia e que apresentem propriedades de engenharia que podem ser comparáveis (AGGARWAL; SIDDIQUE, 2014).

O método padrão e mais utilizado para o manejo dos resíduos de fundição é a disposição final em aterros industriais. A reciclagem desses subprodutos na produção de cimento, argamassa, concreto, camadas de pavimento, entre outros, ainda é baixa em razão dos custos inerentes às técnicas de processamento, que incluem separação, limpeza, trituração, armazenamento e análise, as quais variam em função das características das matérias-primas de origem, das operações unitárias a que são submetidos, das variáveis do tratamento

térmico, entre outros (TORRES; BARTLETT; PILGRIM, 2017). Outra barreira que impede a utilização plena desses materiais é a falta de informações referentes ao desempenho, à durabilidade e às propriedades físicas, químicas, estruturais e de ecotoxicidade desses subprodutos, as quais irão influenciar no seu potencial de aplicação (LADOMERSKÝ *et al.*, 2016).

Diante desse cenário, o objetivo deste estudo consistiu em realizar a caracterização química, mineralógica e granulométrica de três resíduos oriundos da produção de peças fundidas de ferro e avaliar suas possíveis aplicações na construção civil. Tratam-se de resíduos gerados em grandes quantidades que necessitam de estudos para buscar potenciais formas de reaproveitamento.

METODOLOGIA

Os materiais utilizados consistem em resíduos oriundos do processo produtivo de uma indústria de produção de peças fundidas de ferro cinzento e nodular, localizada no município de Erechim, Rio Grande do Sul. Os resíduos são denominados:

- Areia verde: utilizada na fabricação do molde para produção de peças metálicas, gerada após um número máximo de reuso no processo, sendo composta de areia natural, de características refratárias; bentonita, utilizada como aglomerante, conferindo à mistura propriedades coesivas; e pó Cardiff, utilizado como aditivo;
- Material particulado: resíduo gerado durante o processo de reaproveitamento da areia verde, em que é removida a parcela de material pulverulento, de tamanho inferior a 0,20 mm a partir de um sistema de peneiramento, exaustão, ciclone e filtro de manga;
- Escória: resíduo dos fornos de alta temperatura do processo de fundição de ferro. Na indústria, são geradas mensalmente 200 toneladas de resíduos de areia verde e material particulado, e aproximadamente 30 toneladas de escória, sendo todos destinados a um aterro industrial, com exceção de uma parcela de areia verde, destinada à indústria cerâmica.

Inicialmente, as amostras de cada material foram secas na estufa a 100°C por 48 horas e peneiradas conforme a Norma Brasileira (NBR) 6.457 (ABNT, 2016). Cerca de

100 g de cada amostra foram coletadas para a determinação da composição química e mineralógica. A composição mineralógica foi analisada por meio da técnica de difração de raios X (DRX) pelo método do pó, mediante o emprego de difratômetro de raios X da marca *PANalytical*, modelo *X'Pert PRO* com detector sensível a posição *X'Celerator*. A identificação das fases cristalinas foi realizada por meio do *software X'Pert High Score*. A composição química foi determinada por meio de fluorescência de raios X (FRX), por meio de pastilhas prensadas com espectrômetro de marca *Bruker*, modelo *S8 Tiger*, na calibração *STD-1 (Standardless)* referente à análise sem padrões dos elementos químicos compreendidos entre flúor e urânio. A perda ao fogo (PF) foi determinada a 1.020°C por 2 horas.

Dos resíduos areia verde e material particulado foram determinados, no estado solto, a porosidade, a curva de retenção de água e a capacidade de recipiente (REICHARDT, 1988). Para a determinação da curva de retenção de água seguiu-se a metodologia descrita por Richards e Fireman (1943) com auxílio do *software SWRC v.3,0*, considerando o modelo proposto por Van Genuchten (1980); e para a porosidade e sua partição, utilizaram-se os critérios estabelecidos por Klein e Libardi (2002). Para os três resíduos, determinaram-se, também, a densidade das partículas, o teor de umidade e a distribuição de tamanho de partículas conforme as normas do Departamento Nacional de Estradas e Rodagem (DNER-ME) 093/94 (DNER, 1994) e a NBR 7.181 (ABNT, 1984). Para a realização dessas análises, a escória foi submetida à trituração.

Com base nas características físicas, químicas e mineralógicas obtidas, realizou-se um levantamento bibliográfico para avaliar as potenciais aplicações dos resíduos deste estudo. A consulta à literatura foi realizada pela pesquisa por documentos nos bancos de dados *Elsevier* e *Springer* e em revistas nacionais. Nos trabalhos sele-

cionados, buscou-se destacar a quantidade de resíduos incorporados a materiais de construção, a influência da adição de resíduos nas propriedades mecânicas, físicas e químicas desses materiais e as propriedades dos resíduos desses trabalhos, traçando comparativos com os resíduos do presente estudo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fluorescência de raios X

Conforme resultados da técnica de FRX (Tabela 1), todos os materiais avaliados apresentam como composto químico majoritário o dióxido de silício (SiO_2), principalmente na areia verde, seguido por óxido de alumínio (Al_2O_3). Na escória, também observou-se uma proporção significativa de óxido de potássio (K_2O) e de óxido de ferro (Fe_2O_3). Quantidade significativa de K_2O não foi observada para os outros compostos. Contudo, observaram-se quantidades semelhantes de Fe_2O_3 para todos os materiais. Outros compostos também foram identificados, embora representem uma parcela residual.

Composições químicas semelhantes da areia verde foram observadas por outros autores, em que se destacam como componentes significativos o silício (Si), o alumínio (Al) e o ferro (Fe) (ARULRAJAH *et al.*, 2017; ETXEBERRIA *et al.*, 2010; GUNEY *et al.*, 2010; KAUR;

SIDDIQUE; RAJOR, 2013; MASTELLA *et al.*, 2014; SIDDIQUE; KAUR; RAJOR, 2010; SIDDIQUE; SINGH, 2011). O predomínio de Si na areia de fundição foi considerado bom indicativo da aplicabilidade do resíduo na construção civil e na indústria de cerâmicas, o qual será discutido na sequência.

Quanto à escória, são escassos os estudos que avaliaram esse resíduo proveniente da fundição do ferro cinzento e nodular. Os resultados das análises de composição química de pesquisas existentes com escórias provenientes da fundição de outros tipos de metal, como ferro-níquel (LEMONIS *et al.*, 2015; MARAGKOS; GIANNOPOULOU; PANIAS, 2009; RAHMAN *et al.*, 2017), aço, ferrocromo (CUNICO *et al.*, 2003; GÖKALP *et al.*, 2018) e ferro e cobre (GEETHA; MADHAVAN, 2017; MIRHOSSEINI *et al.*, 2017; VIJAYARAGHAVAN; JUDE; THIVYA, 2017) não apresentam grande semelhança

Tabela 1 – Análise de fluorescência de raios X para os três materiais.

Óxidos	Areia verde (%)	Material particulado (%)	Escória (%)
SiO_2	90,4	58,8	70,4
Al_2O_3	2,94	10,8	13,6
K_2O	0,094	0,325	4,98
Fe_2O_3	2,07	3,55	3,29
Na_2O	0,447	1,59	2,79
CaO	0,177	0,749	1,2
PF	2,85	20,6	1,32
Outros	0,987	3,618	2,387

SiO_2 : dióxido de silício; Al_2O_3 : óxido de alumínio; K_2O : óxido de potássio; Fe_2O_3 : óxido de ferro; Na_2O : óxido de sódio; CaO: óxido de cálcio; PF: perda ao fogo.

com os obtidos no presente estudo. A principal diferença é o elevado teor de SiO_2 na escória, característica não observada nos demais estudos. Essa alta concen-

Difração de raios X

Os resultados de DRX para areia verde, material particulado e escória estão expressos nas Figuras 1, 2 e 3, respectivamente. Na areia verde e no material particulado, identificou-se a presença de fases cristalinas de quartzo, o que justifica a grande parcela de SiO_2 verificada na análise de FRX (Tabela 1). Na escória, observou-se a fase cristalina de quartzo e de hematita.

A sílica, presente na forma de quartzo, é a principal matéria-prima utilizada na obtenção da sílica ativa (microsílica). A sílica ativa é obtida como subproduto do processo de fabricação do silício metálico ou das ligas de ferro-silício. Essa é caracterizada pela alta concentração de SiO_2 (estrutura amorfa), a qual se mostrou presente

tração deve-se aos resíduos dos moldes da areia verde e à composição do material, normalmente composta de uma estrutura de carbono e silício.

nos resíduos de fundição. Por isso, infere-se que esses materiais possam ser utilizados como substituintes parciais do agregado convencional do concreto, pois quando o material se apresenta disperso, torna-se um produto bastante reativo, que contribui para uma melhoria de resistência à compressão do produto final. A adição das microsílicas no concreto permite a redução da sua porosidade e permeabilidade, o que promove menor absorção de água e maior proteção contra agentes externos, acarretando em maior durabilidade, vida útil do concreto, além de maior resistência à carbonatação e à corrosão das armaduras (JAVED; LOVELL; WOOD, 1994; SIDDIQUE; SCHUTTER; NOUMOWÉ, 2009)

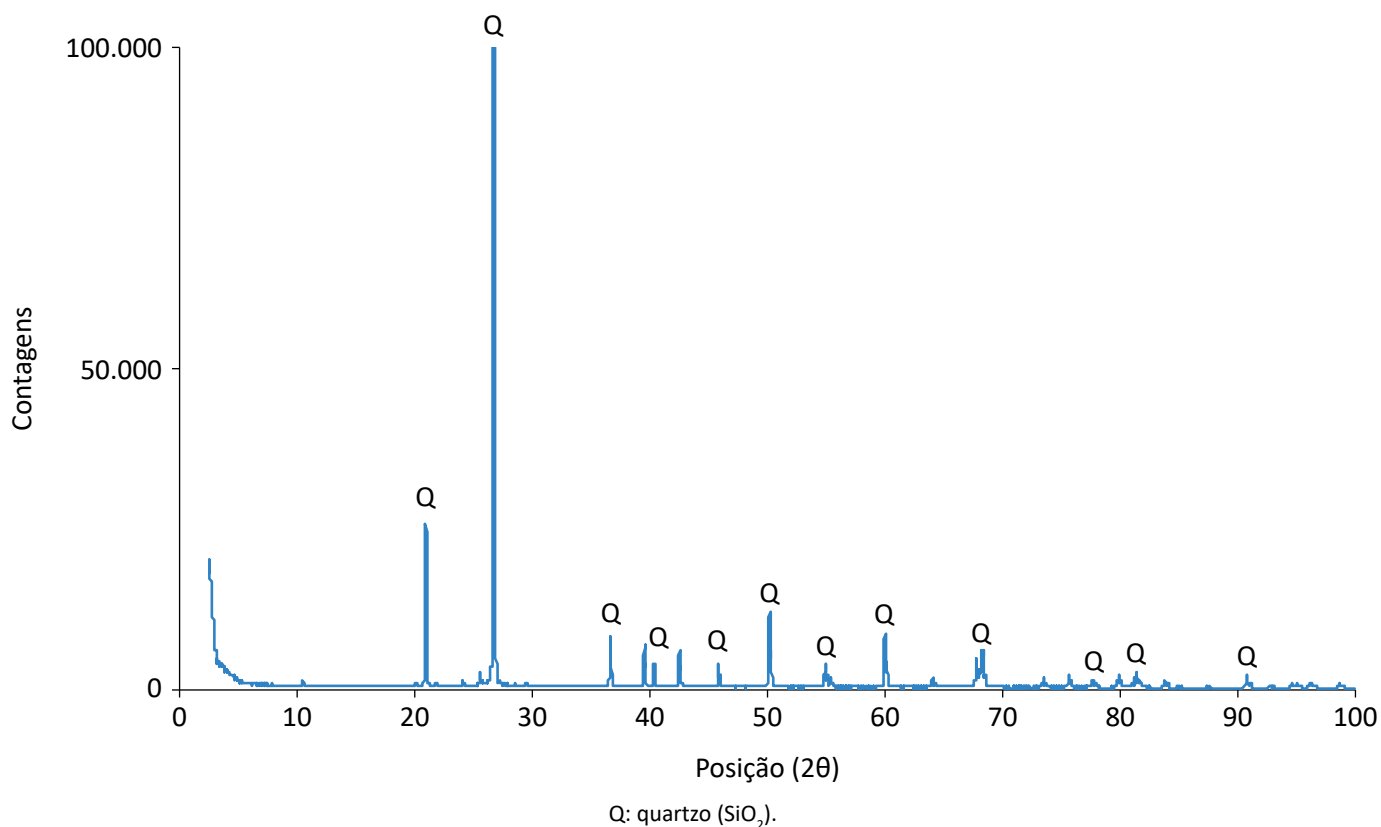
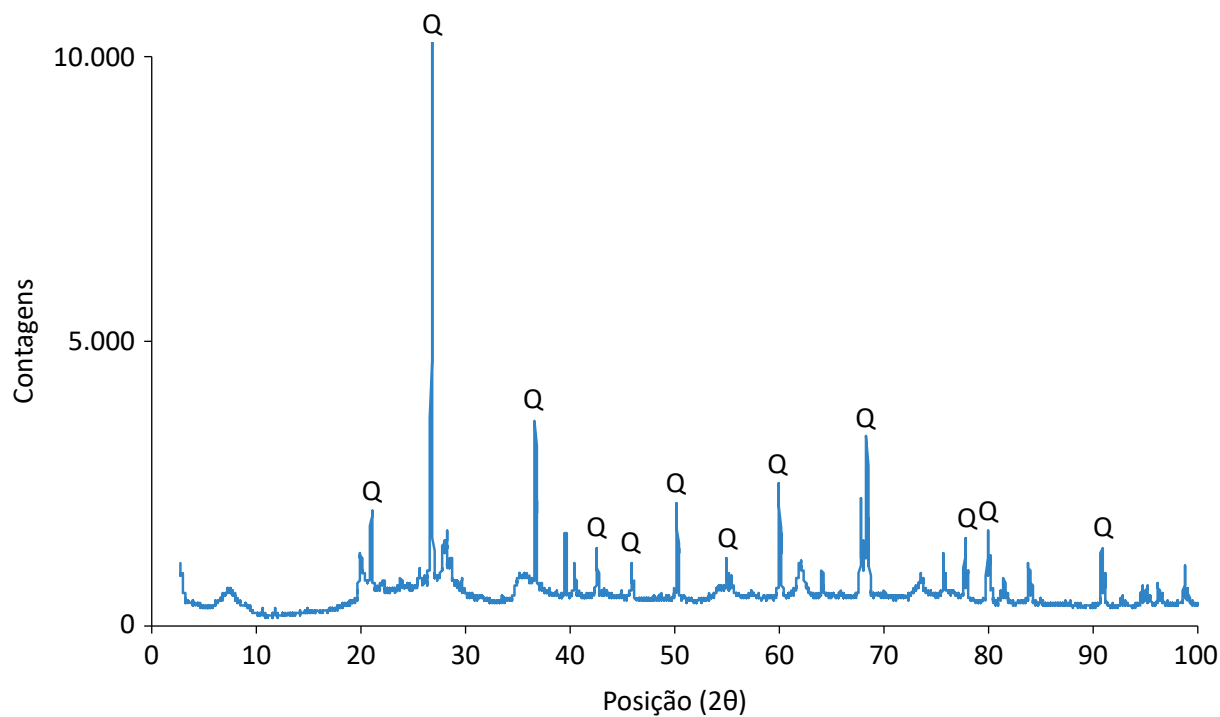
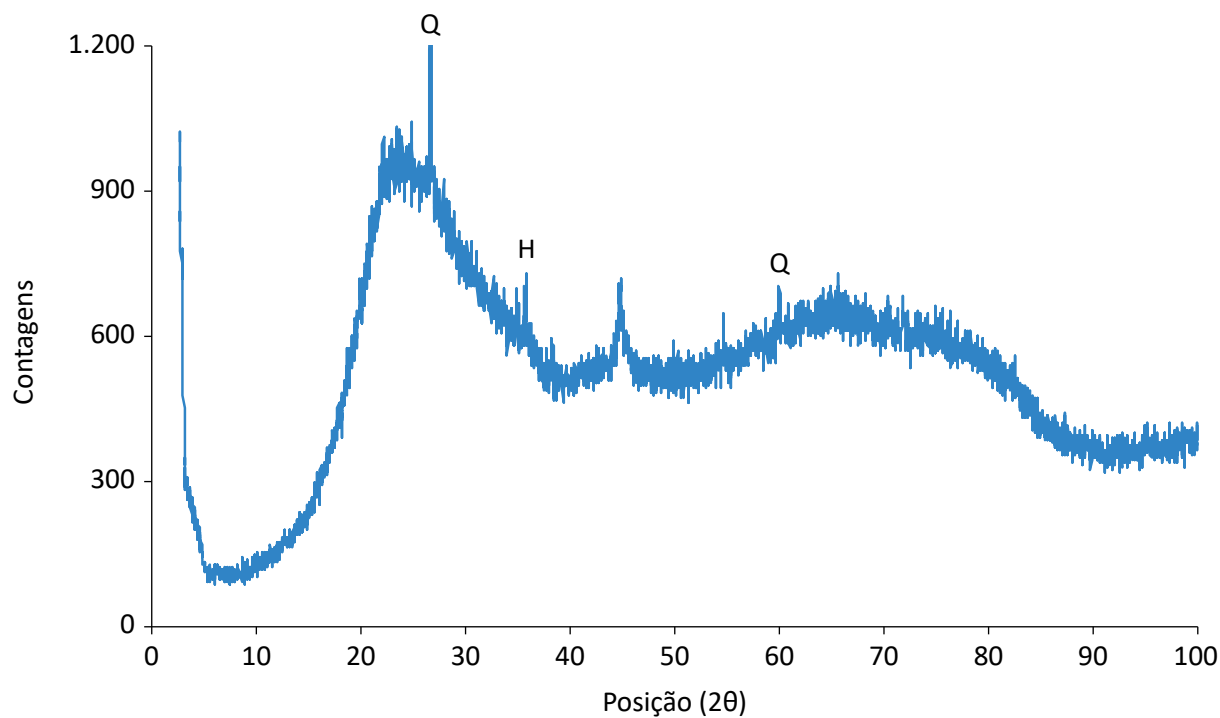


Figura 1 – Análise de difração de raios X da areia verde.



Q: quartzo (SiO_2).

Figura 2 – Análise de difração de raios X do material particulado.



Q: quartzo (SiO_2); H: hematita (Fe_2O_3).

Figura 3 – Análise de difração de raios X da escória.

Análise granulométrica

Os resultados de distribuição granulométrica dos resíduos de estudo estão apresentados na Figura 4 e na Tabela 2. A areia verde é composta basicamente de areia fina (91,38%), além de silte (3,82%) e argila (3,34%). A distribuição do tamanho de partículas desse resíduo pode ser considerada uniforme e com resultados semelhantes ao observado por Dayton *et al.*

(2010), que relataram a areia (0,05 a 2 mm) como fração majoritária de 39 areias de fundição (ferro, alumínio e aço), variando entre 76,6 e 100%, com média de 90,3%. Quanto à densidade real das partículas e ao teor de umidade médio, obtiveram-se valores de $2,61 \pm 0,00 \text{ g.cm}^{-3}$ e $0,38 \pm 0,00\%$, respectivamente. Já no material particulado, verificou-se a presença

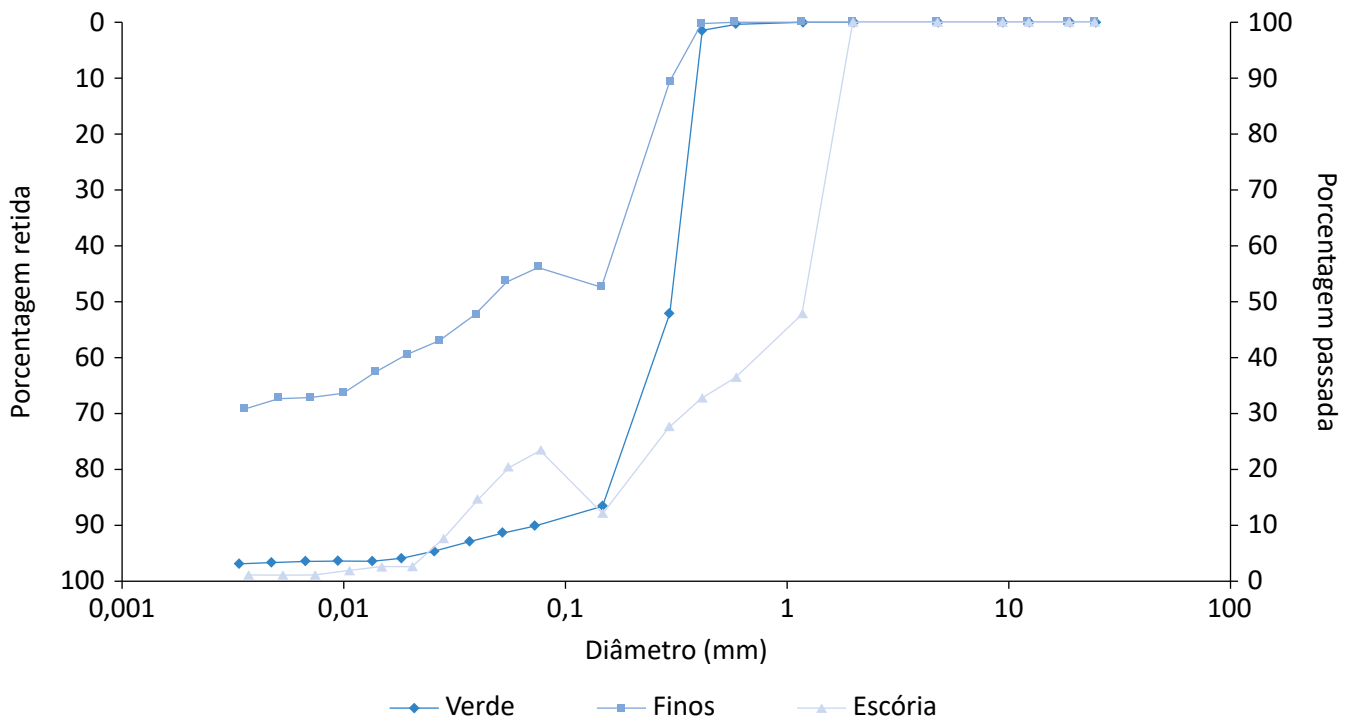


Figura 4 – Curvas de distribuição granulométrica dos resíduos.

Tabela 2 – Distribuição granulométrica dos resíduos (%).

Tamanho das partículas (mm)	Areia verde	Material particulado	Escória
< 0,002 (argila)	3,34	30,58	1,06
0,002 – 0,06 (silte)	3,82	16,83	13,64
0,06 – 0,2 (areia fina)	91,38	52,28	18,09
0,2 – 0,6 (areia média)	1,46	0,31	67,21
0,6 – 2 (areia grossa)	0	0	0
> 2 (pedregulho)	0	0	0

de um percentual significativo de areia fina (52,28%), além de partículas que se assemelham ao tamanho de partículas da argila (30,58%). Esse material apresentou densidade das partículas igual a $2,23 \pm 0,00 \text{ g.cm}^{-3}$ e teor de umidade médio de $4,10 \pm 0,06\%$. A granu-

lometria da escória revelou que esse material é composto essencialmente de areia média (67,21%) e fina (18,09%) e silte (13,64%). A escória apresentou densidade real das partículas de $2,18 \pm 0,00 \text{ g.cm}^{-3}$ e teor de umidade médio de $0,23 \pm 0,06\%$.

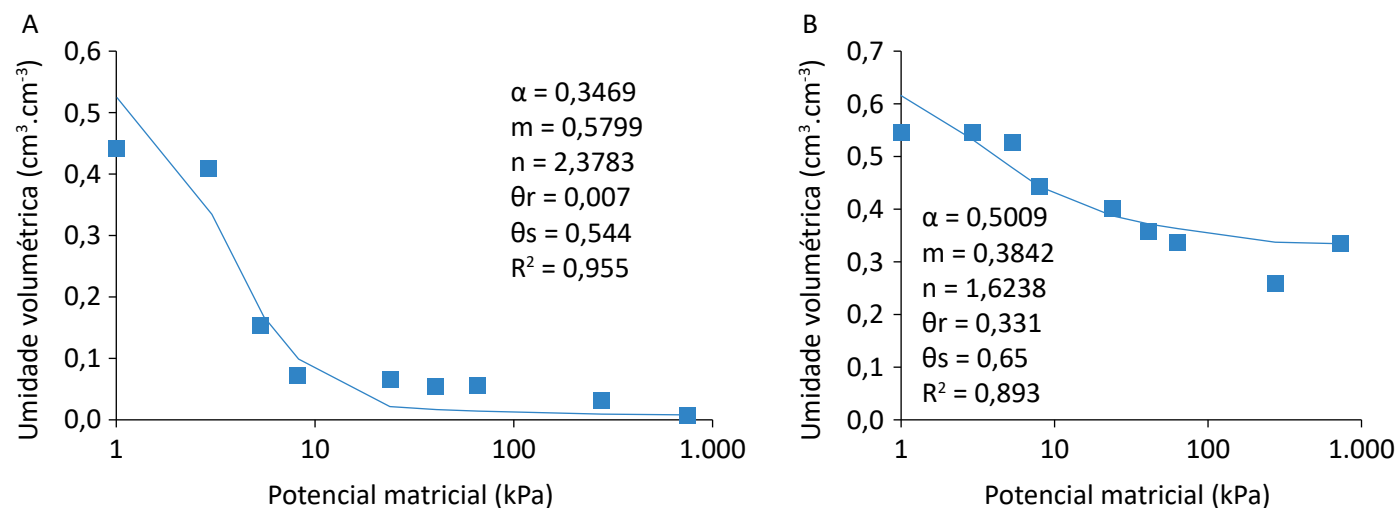
Porosidade, capacidade de recipiente e curva de retenção de água

A areia verde apresentou porosidade constituída, majoritariamente, de macroporos, enquanto o material particulado estrutura-se em criptoporos ($< 0,0002 \text{ mm}$) (Tabela 3). Tal fato corrobora com os resultados obtidos pela granulometria, em que a areia verde é composta de partículas de maior tamanho quando comparada com o material particulado, que apresenta partículas de tamanho próximo aos da argila, favorecendo estruturas com tamanhos de poro reduzidos.

Considerando as curvas de retenção de água, observou-se que o material particulado possui maior capacidade de retenção (Figura 5). Quanto à capacidade de recipiente, extraída das curvas de retenção de água, obteve-se valor de $0,10 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ para a areia verde ($\theta_{10\text{kPa}}$) e $0,39 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$ ($\theta_{33\text{kPa}}$) para o material particulado. Com isso, infere-se que o material particulado apresenta maior potencial de retenção de água, propriedade associada à capacidade do material, em esta-

Tabela 3 – Macroporosidade, microporosidade, criptoporosidade e porosidade total da areia verde e do material particulado.

	Areia verde	Material particulado
Macroporos (%)	35,9	16,8
Microporos (%)	17,8	14,6
Criptoporos (%)	0,7	33,6
Porosidade total (%)	54,4	65,0



α ; m ; n : parâmetros de ajuste do modelo de Van Genuchten; θ_r : umidade volumétrica residual; θ_s : umidade volumétrica de saturação.

Figura 5 – Curva de retenção de água: (A) areia verde e (B) material particulado.

do fresco, de manter a sua trabalhabilidade em solicitações que provoquem perda de água de amassamento, seja por absorção de água pela base do substrato ou por evaporação. Na aplicação desses dois resíduos no

concreto como substituintes do agregado miúdo convencional, as propriedades referentes à capacidade de retenção de água devem ser observadas no momento da determinação da relação água-cimento.

APLICAÇÕES

Entre as alternativas de reaproveitamento dos resíduos deste estudo, alguns trabalhos comprovaram a viabilidade de inserção em obras de infraestrutura, como no uso com materiais para aterramento, reforço para construção de estradas e produção de misturas asfálticas (CARNIN, 2008; JAVED, 1992; YAZOGHLI-MARZOUK *et al.*, 2014); em concreto estrutural, concreto para blocos de pavimentos e tijolos (BHARDWAJ; KUMAR, 2017; KHATIB; HERKI; KENAI, 2013; LADOMERSKÝ *et al.*, 2016; RESCHKE, 2003) e no desenvolvimento de barreiras ou revestimentos hidráulicos (ABICHOU; EDIL; BENSON, 2004). Para a

utilização dos resíduos de fundição nessas aplicações é necessário que eles apresentem, principalmente, granulometria semelhante aos agregados naturais e elementos químicos em sua composição, como sílica e alumina, que contribuam para a melhoria das propriedades mecânicas e a redução da permeabilidade dos materiais em que são incorporados como matérias-primas. Com isso, as características dos resíduos de fundição deste estudo foram comparadas com as dos resíduos reciclados na construção civil. Apresentou-se, também, a influência dessas características nas propriedades dos materiais.

Areia de fundição e material particulado

A classificação das areias de fundição é normalmente dada em função do tipo de sistema utilizado no processo de fundição do metal, sendo geralmente classificadas como: sistema de argila (areia verde), empregada no presente estudo, e sistema de areia ligada quimicamente. A areia verde é a mais empregada nesses processos em razão da presença de sílica, que confere resistência a altas temperaturas, enquanto a bentonita resulta na união das partículas de areia. Ainda, a água é o que proporciona plasticidade ao molde (SIDDIQUE; KAUR; RAJOR, 2010).

Na literatura, tem-se observado o desenvolvimento de estudos que buscam a reutilização do resíduo de areia de fundição na fabricação de concreto e tijolos para a construção civil e a pavimentação. Considerando que o material particulado aqui avaliado é proveniente do processo de separação da areia verde que não é passível de reaproveitamento e, portanto, esse material apresenta composição química e mineralógica semelhante à areia verde. As possíveis aplicações desse material também serão discutidas nesta seção.

Diversas pesquisas demonstraram a aplicabilidade da areia de fundição na indústria cerâmica com a produção de tijolos (ALONSO-SANTURDE *et al.*, 2011; 2012; PABLOS; SICHIERI; IZELI, 2009) e azulejos (LUO *et al.*, 2014). No estudo realizado por Pablos, Sichieri e Izeli

(2009), avaliou-se a reutilização da areia de fundição, aglomerada com argila, na fabricação de tijolos maciços e peças decorativas. O resíduo foi estabilizado em matrizes solidificadas de cimento Portland, complementadas pela adição de sílica ativa e/ou aditivo superplastificante. Estudaram-se duas composições para cada material, sendo que as proporções cimento:resíduo para os tijolos e para as peças foram 1:1, 1:3 e 1:3, 1:4, respectivamente. Os resultados demonstraram a viabilidade técnica para o uso desse resíduo em tijolos para alvenaria de vedação e produção de peças decorativas, apresentando bom potencial de comercialização.

Alonso-Santurde *et al.* (2011) analisaram a viabilidade do uso da areia de fundição, com características químicas e de distribuição granulométrica muito semelhantes a do presente estudo, como substituta parcial da areia natural em tijolos de argila, em escala laboratorial, piloto e em ensaios na indústria. Verificou-se que até 30% do resíduo de areia de fundição pode ser incorporado em substituição ao agregado miúdo na composição de tijolos, sem que ocorra alterações de qualidade. Ainda, os compostos perigosos da areia de fundição tornam-se inertes durante o processo de queima e os constituintes químicos do lixiviado apresentam concentrações inferiores referente à categoria de resíduos inertes, com exceção do cromo e do chumbo. Contudo, o risco ambiental durante a vida

útil desse produto pode ser considerado insignificante. Resultados semelhantes foram obtidos por Alonso-Santurde *et al.* (2012), em que a incorporação de 25% de areia verde e 35% de areia de núcleo, na composição de tijolos, atendeu aos requisitos técnicos. Referente à fabricação de azulejos, Luo *et al.* (2014) recomendam como substituição ótima ao agregado natural o uso de areia de fundição em até 15%.

De forma geral, diagramas ternários são comumente utilizados para produção de massas cerâmicas, como o proposto por Fiori *et al.* (1989), e compostos dos vértices (1) SiO_2 ; (2) Al_2O_3 ; e (3) $\text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{CaO} + \text{MgO} + \text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O}$. Ao observar a Tabela 1, verifica-se que tais resíduos apresentam os compostos que constituem majoritariamente as massas cerâmicas, especialmente SiO_2 e Al_2O_3 .

Outro fator a ser considerado na adição de resíduos para a produção de materiais cerâmicos é a granulométrica mistura final, uma vez que essa se relaciona com os estágios de queima e com o processo de secagem do produto. Assim, misturas com elevadas parcelas de pequenas partículas podem dificultar o processo de secagem em decorrência da retenção da umidade (ALONSO-SANTURDE *et al.*, 2012). Por outro lado, a presença de muitas partículas acima do diâmetro de argila e silte pode ocasionar a manifestação de trincas durante a queima (QUEIROZ; MONTEIRO; VIEIRA, 2010). Diante disso, a dosagem ótima entre o resíduo de areia verde e de material particulado, de forma a obter um equilíbrio na distribuição das partículas, pode representar um grande potencial de aplicação em materiais cerâmicos.

Referente a outras aplicações, Siddique, Schutter e Noumowé (2009) e Siddique, Kaur e Rajor (2010) mostraram que resíduos da areia de fundição podem ser adequados para fabricação de concreto de boa qualidade, materiais de construção e como componente para preenchimentos fluidos. Entretanto, o uso excessivo de materiais como a areia de fundição pode resultar em efeitos desfavoráveis, como fraca aderência cimento-agregado, aumento da quantidade de água necessária e retardo do tempo de hidratação do cimento. De acordo com Guney *et al.* (2010), a *American Society for Testing and Materials* (ASTM) C33 estabelece que no máximo 5% das partículas do agregado fino devem passar pela peneira número 200 (argila e poeiras), pois um teor maior dessas partículas pode preju-

dicar a ligação com o cimento, elevar a demanda de água e, conseqüentemente, reduzir a durabilidade do concreto. O mesmo limite da especificação é estabelecido pela NBR 7.211 (ABNT, 2009) para a granulometria do agregado miúdo do concreto. Por outro lado, o uso desses resíduos, principalmente em decorrência dos finos presentes na areia de fundição, pode favorecer o decréscimo da porosidade do concreto, podendo melhorar as propriedades mecânicas e impermeabilizantes (GUNEY *et al.*, 2010; SIDDIQUE; SCHUTTER; NOUMOWÉ, 2009). Com base nos resultados de granulometria dos três resíduos de estudo e no requisito das normas ASTM C33 (ASTM, 2018) e NBR 7.211 (ABNT, 2009), o material particulado apresentou teor de argila e poeiras de 30,58% e, portanto, sua utilização como agregado de concreto deve ser dosada com rigor.

As propriedades dos agregados exercem forte influência no desempenho do concreto. Em geral, as normativas que especificam as propriedades dos agregados para as misturas do concreto consideram muito importante a granulometria das partículas. Nesse aspecto, os resíduos areia verde, material particulado e escória enquadram-se dentro dos parâmetros físicos especificados por Guney *et al.* (2010) e pela NBR 7.211 (ABNT, 2009) para serem utilizados como agregados miúdos do concreto, especialmente relacionado ao tamanho da partícula e à densidade (Tabela 4).

Outros estudos também avaliaram o uso de areia de fundição na produção de concreto. Manoharan *et al.* (2018) testaram a substituição da areia natural por teores de 0, 5, 10, 15, 20 e 25% de areia de fundição na fabricação de produtos de concreto. A partir dos ensaios, verificou-se que os parâmetros de resistência à compressão, à flexão e ao módulo de elasticidade permaneceram constantes até a substituição de 20%, apresentando redução dos valores a partir dessa concentração. Por outro lado, a resistência à tração aumentou com a adição acima de 20% da areia de fundição. Ainda, outros parâmetros avaliados, como a resistência à abrasão, apresentaram valores similares aos observados pela amostra de controle, quando os teores de substituição não ultrapassaram 20%. Assim, os autores concluíram que os resíduos de areia de fundição podem ser utilizados como substitutos dos agregados naturais na produção do concreto, quando a recomendação dessa substituição não ultrapassar 20%. Já Singh e Siddique (2012) produziram blocos de concreto com

a substituição parcial da areia natural pelos teores de 0, 5, 10, 15 e 20% de areia de fundição. Observou-se aumento das resistências do concreto com substituição de até 15%, o que se assemelha aos resultados encontrados por Manoharan *et al.* (2018).

Siddique, Singh e Singh (2018) estudaram os impactos econômicos e ambientais gerados da substituição parcial da areia natural no concreto, por resíduo de areia de fundição. As substituições foram de 0, 5, 10, 15 e 20% em massa e foi utilizado cimento Portland Pozolânico com 30% de cinza volante. Após o tempo de cura do concreto (28 dias), verificou-se, para misturas de concreto com areia de fundição, aumento nas resistências à compressão e à tração de ruptura de 26 e 12,87%, respectivamente, em relação ao concreto convencional. Observam-se melhorias em relação à penetração de íons cloreto e à resistência ao sal de gelo, que oscilaram, respectivamente, entre 7,2 – 17,7 e 6,6 – 26,42%, indicando maior proteção contra a corrosão do aço em ambientes salinos. Os resultados demonstraram que a incorporação de até 20% de areia de fundição como substituto da areia natural traz melhorias no desempenho e na durabilidade do concreto, uma vez que a maior quantidade de finos do resíduo de areia de fundição contribui para o aumento da resistência à compressão e à tração do concreto, pois atua como um material com maior densidade de empacotamento da mistura e, conseqüentemente, menor redução da porosidade do material. Essa aplicação gerou redução no custo do concreto em US\$ 1,06 por metro cúbico, bem como no custo de disposição do resíduo de fundição e nas emissões de CO₂.

Embora inúmeros pontos positivos venham sendo destacados sobre a aplicação desses compostos em produtos de concreto, há relatos de que certos resíduos de areias de fundição podem ocasionar corrosão de metais decorrente da presença de fenóis (MNR, 1992). Siddique, Kaur e Rajor (2010) verificaram que todas as areias de fundição avaliadas apresentaram hidrocarbonetos poliaromáticos, em concentrações muito superiores na areia verde do que nas areias ligadas quimicamente. Assim, é imprescindível a execução de testes de lixiviação para avaliação dos produtos em que esse tipo de material é adicionado.

Como exemplo, Mastella *et al.* (2014) realizaram uma avaliação mecânica e toxicológica de produtos de materiais de concreto com a aplicação de areia de fundição. Produziram-se blocos com diferentes concentrações do resíduo e avaliou-se a resistência à compressão dos blocos, bem como a toxicidade do lixiviado a partir de ensaios com *Daphnia magna* (*D. magna*), *Allium cepa* (*A. cepa*) e *Eisenia fétida* (*E. fetida*). Não se observou redução nos valores de resistência (35 ± 2 MPa em 28 dias). Ainda, os testes de toxicidade a partir do lixiviado não mostraram interferência significativa no desenvolvimento de *D. magna* e *E. fetida*. Contudo, houve redução no crescimento das espécies de *A. cepa*. Com base nos resultados, verificou-se a viabilidade de aplicação dos resíduos de areia de fundição na produção de materiais cimentícios, para pavimentos e blocos estruturais e de alvenaria para vedação.

Biolo (2005) realizou testes de lixiviação e solubilização do resíduo de areia verde com a mesma areia

Tabela 4 – Propriedades físicas dos agregados convencionais do concreto e dos materiais deste estudo.

	Guney et al. (2010)			NBR 7.211 (ABNT, 2009)		Presente estudo		
	Agregados do concreto			Agregados do concreto		Resíduos de fundição		
	Brita 1	Brita 2	Areia natural	Miúdo	Graúdo	Areia verde	Material particulado	Escória
Tamanho da partícula (mm)	8 – 16	4 – 8	0 – 4	0,15 – 4,75	4,75 – 75	0,002 – 0,6	0,002 – 0,6	0,002 – 0,6
Densidade relativa	2,64	2,63	2,60	–	–	2,61	2,23	2,18
Teor de umidade (%)	0,4	0,3	2,0	–	–	0,38	4,10	0,23

verde utilizada nesta pesquisa, proveniente da mesma empresa. O ensaio de lixiviação não apresentou concentrações de elementos perigosos acima dos limites normatizados pela NBR 10.004 (ABNT, 2004), fator que potencializa a aplicação desse composto em materiais de construção. Quanto ao ensaio de solubilização, algumas substâncias ultrapassaram os limites propostos pela norma, como alumínio, cloretos, cromo, fenol, ferro, manganês e surfactantes. Para a análise de fenol, baixas concentrações foram encontradas, enquadrando o resíduo como não perigoso e não inerte – classe IIA. Torna-se necessário um estudo criterioso de forma a avaliar o comportamento dos materiais após a adição desses resíduos que apresentam substâncias solubilizantes, que podem afetar as estruturas químicas desses produtos.

Além de substituinte parcial no cimento, na argamassa, nos cerâmicos e no concreto, a areia de fundição também pode ser utilizada na pavimentação de rodovias (ARULRAJAH *et al.*, 2017; GUNEY; AYDILEK; DEMIRKAN, 2006; JAVED, 1992; YAZOGHLI-MARZOUK *et al.*, 2014). Yazoghli-Marzouk *et al.* (2014) avaliaram a substituição integral da areia natural por areia de fundição para a preparação da camada sub-base na construção de uma estrada, na França. Os resultados demonstraram que esse resíduo, complementado com 5,5% de aglomerante (cimento), apresentou bom comportamento mecânico, sem causar prejuízos

Escória de fundição

A escória é um dos resíduos do processo de fundição de metais, e é dividida em dois tipos: escória de alto forno (fundição de ferro) e escória de forno de aço (escória de aciaria elétrica), ambas compostas de distintas combinações de silicatos de cálcio, magnésio e alumínio. A escória consiste em um material inerte e um dos subprodutos com maior volume e potencial de reutilização na construção civil. Diferente da areia de fundição, a escória tem sido usada como substituinte parcial dos agregados ou como material cimentante suplementar do concreto, isto é, substitui uma parcela do cimento (TORRES; BARTLETT; PILGRIM, 2017). Posterior à saída do alto forno, a escória é submetida a processos de resfriamento, com pulverização de grandes quantidades de água, e de granulação, os quais conferem características pozolânicas a esse resíduo. Os materiais pozolânicos unicamente não apresentam

ambientais. Essa investigação demonstrou que a areia de fundição atende aos padrões técnicos para ser empregado em um material rodoviário. Esses resultados corroboram com os encontrados por Guney, Aydilek e Demirkan (2006), que ainda afirmaram que essa aplicação proporciona redução de custos da obra. Além do uso como material para preenchimento de aterros rodoviários, a areia de fundição demonstrou viabilidade geotécnica e ambiental para ser utilizada na regularização de bases para assentamento de tubulações (ARULRAJAH *et al.*, 2017).

Baseado nos resultados obtidos e nos estudos levantados na literatura, infere-se que o resíduo de areia verde e o material particulado, ambos gerados no processo de fundição do ferro, apresentam grande potencial de reaproveitamento para uso na construção civil. Um dos principais pontos favoráveis refere-se à semelhança na composição química e na distribuição granulométrica desses resíduos se comparados com os constituintes dos materiais convencionais. Ainda, com base nos ensaios de lixiviação, verificou-se a não ocorrência de lixiviação de compostos perigosos, outro ponto favorável. Contudo, é imprescindível a execução de testes de forma a obter a proporção ótima de substituição do agregado reciclado, bem como a distribuição granulométrica para dosagem ideal e otimização dos constituintes do material a ser produzido.

potencial cimentante, contudo, com a presença de umidade, o hidróxido de cálcio (originado do cimento) gera produtos com propriedades específicas similares a do cimento Portland, justificando sua grande empregabilidade como material substitutivo ao agregado tradicional e como aglomerante em argamassas e concretos (COUTO *et al.*, 2010). Conjuntamente, unem-se os benefícios ambientais e econômicos, como a conservação dos recursos naturais e a economia de energia (ULUBEYLI; ARTIR, 2015). Conforme Gökalp *et al.* (2018), escórias, em geral, também vêm sendo aplicadas em camadas de base e sub-base de pavimentos, por conta do elevado ângulo de fricção e características de autocimentação.

Ladomerský *et al.* (2016) estudaram a aplicação de escória de fundição de ferro como substituta parcial

de agregados naturais em concreto. Os autores observaram para uma substituição de 25,5% de agregado miúdo natural por escória (granulometria semelhante), propriedades similares ao concreto convencional, especialmente referente à trabalhabilidade, à resistência, ao módulo de elasticidade, à microestrutura e à porosidade. Já Rahman *et al.* (2017) investigaram a incorporação de escória granulada de ferro-níquel como material cimentante no concreto. Os elevados teores de sílica e alumina presentes nesse material podem auxiliar na redução da permeabilidade e na melhoria da resistência e da durabilidade do concreto (APRIANTI S, 2015).

Li *et al.* (2018) avaliaram a durabilidade de um sistema ternário de cimentos contendo cimento Portland, cimento aluminato de cálcio e sulfato de cálcio, com diferentes teores de escória de alto forno granulada (5, 15, 25 e 35% em massa), quando submetido ao ataque combinado de cloretos (5%) e sulfatos (5%). Verificou-se a diminuição da porosidade aparente, o aumento da resistência à compressão e do teor de cloreto confinado com a adição da escória, considerado benéfico para a durabilidade das estruturas de concreto, principalmente as expostas a ambientes quimicamente agressivos.

A escória também tem sido estudada como substituinte do cimento em blocos de concreto para pavimentação (*pavers*) (GANJIAN; JALULL; SADEGHI-POUYA, 2015; LIMBACHIYA; GANJIAN; CLAISSE, 2016; SADEK; NOUHY, 2014). Atici e Ersoy (2008) avaliaram a incorporação de escória e cinza volante em substituição a 10, 20, 30, 40, 50 e 60% do cimento. Os resultados demonstraram que, com o aumento do período de cura (3, 7, 28, 90 e 180 dias), os blocos apresentaram maior resistência à compressão, à tração e à flexão, sendo os melhores resultados obtidos compreendidos em substituições de 20 a 60%. Para eles, essa aplicação contribui para a produção de *pavers* com melhores propriedades e menor custo. Limbachiya *et al.* (2016) também verificaram redução das propriedades de lixiviação dos blocos de concreto com a adição de escórias.

Conforme os estudos supracitados, a elevada presença de sílica e alumina na constituição da escória pode ser útil como auxiliar cimentante do concreto e de *pavers*, uma vez que contribui para a melhoria da resistência mecânica e da permeabilidade desses materiais. Além disso, em função de suas características granulométricas, a escória avaliada neste estudo também possui potencialidade para ser utilizada como substituinte parcial de agregados na fabricação de concreto.

CONCLUSÃO

Este estudo apresentou a caracterização química, física e mineralógica de três resíduos oriundos da fundição de ferro (material particulado, areia verde e escórias), e buscou possíveis alternativas de reaproveitamento na construção civil. Ao comparar os resultados de caracterização desses subprodutos com os descritos na literatura, verificaram-se diversos potenciais de aplicabilidade no referido setor.

A areia verde pode servir como substituinte parcial dos agregados miúdos do concreto, por apresentar granulometria mais fina do que a areia natural e presença de fases cristalinas de quartzo na microestrutura, características estas que podem conferir melhorias das propriedades mecânicas dos materiais construtivos. Além disso, essa areia pode ser utilizada na pavimentação de rodovias, pois, em diversos estudos, foi aplicada como material de sub-base de estradas ou de regularização para assentamento de tubulação, atendendo aos requisitos técnicos exigidos. Considerando as características de composição química e granulométrica

supracitadas, também se aponta a possibilidade de utilização do material particulado, para a utilização como agregado miúdo no concreto.

Referente à escória, esta apresentou elevados teores de sílica e alumínio em sua composição, características que favorecem a redução da permeabilidade e o aumento da durabilidade do concreto produzido com esse resíduo, em quantidades adequadas. Ainda, a escória apresentou granulometria adequada, observando-se o recomendado ao agregado miúdo de concreto. Portanto, identifica-se como alternativas potenciais o uso como material aglomerante em argamassas e concretos e como substitutivo do cimento e do agregado miúdo tradicional, na produção de concreto e blocos de concreto para pavimentação e como material de base ou sub-base de pavimentos. Contudo, cada uma das alternativas de aplicação dos resíduos de fundição necessita de estudos de viabilidade técnica e econômica, avaliando-se as propriedades mecânicas e ambientais, incluindo testes de lixiviação de metais e toxicidade.

REFERÊNCIAS

- ABICHOU, T.; EDIL, T. B.; BENSON, C. H. Beneficial use of foundry by-products in highway construction. *Geotechnical Engineering for Transportation Projects*, v. 1, n. 126, p. 715-722, 2004. [http://doi.org/10.1061/40744\(154\)58](http://doi.org/10.1061/40744(154)58)
- AGGARWAL, Y.; SIDDIQUE, R. Microstructure and properties of concrete using bottom ash and waste foundry sand as partial replacement of fine aggregates. *Construction and Building Materials*, v. 54, p. 210-223, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.12.051>
- ALONSO-SANTURDE, R.; ANDRÉS, A.; VIGURI, J. R.; RAIMONDO, M.; GUARINI, G.; ZANALLI, C.; DONDI, M. Technological behaviour and recycling potential of spent foundry sands in clay bricks. *Journal of Environmental Management*, v. 92, n. 3, p. 994-1002, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.004>
- ALONSO-SANTURDE, R.; COZ, A.; VIGURI, J. R.; ANDRÉS, A. Recycling of foundry by-products in the ceramic industry: Green and core sand in clay bricks. *Construction and Building Materials*, v. 27, n. 1, p. 97-106, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.08.022>
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *ASTM C33: Standard Specification for Concrete Aggregates*. Estados Unidos: ASTM, 2018.
- APRIANTI S, E. A huge number of artificial waste material can be supplementary cementitious material (SCM) for concrete production – a review part II. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, p. 4178-4194, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.115>
- ARULRAJAH, A.; YAGHOUBI, E.; IMTEAZ, M.; HORPIBULSUK, S. Recycled waste foundry sand as a sustainable subgrade fill and pipe-bedding construction material: Engineering and environmental evaluation. *Sustainable Cities and Society*, v. 28, p. 343-349, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2016.10.009>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 6.457: Amostras de solo: Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro: ABNT, 2016. p. 1-9.
- _____. *NBR 7.181: Análise Granulométrica*. Rio de Janeiro: ABNT, 1984. p. 13.
- _____. *NBR 7.211: Agregados para concreto – Especificação*. Rio de Janeiro: ABNT, 2009.
- _____. *NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ATICI, U.; ERSOY, A. Evaluation of destruction specific energy of fly ash and slag admixed concrete interlocking paving blocks (CIPB). *Construction and Building Materials*, v. 22, n. 7, p. 1507-1514, 2008.
- BHARDWAJ, B.; KUMAR, P. Waste foundry sand in concrete: A review. *Construction and Building Materials*, v. 156, p. 661-674, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.09.010>
- BIOLO, S. M. *Reúso do resíduo de fundição areia verde na produção de blocos cerâmicos*. 162 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). *Desenvolvimento de estudos para elaboração do plano duodecenal (2010-2030) de geologia, mineração e transformação mineral*. Produto 35 – Cadeia da fundição. Brasil: Ministério de Minas e Energia, 2009. 41 p.
- CARNIN, R. L. P. *Reaproveitamento do resíduo de areia verde de fundição como agregado em misturas asfálticas*. 152 f. Tese (Doutorado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- CASALI, J. M.; MIGUEL, T. F.; FELIZARDO, C. C.; MEIRA, N. S.; DOMINGUINI, L.; BETIOLI, A. M. Caracterização e influência do teor do resíduo de areia de fundição fenólica em argamassas de revestimento. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 18, n. 1, p. 261-279, jan./mar. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212018000100220>

- COUTO, C.; ALMEIDA, J. A.; PINTO, J. D. S.; BAMBERG, P.; STARLING, T. Influência da pozolanicidade da escória de alto-forno nas propriedades de argamassas e concretos duráveis. *Construindo*, Belo Horizonte, v. 2, n. 1, p. 31-34, jan./jun. 2010.
- CUNICO, L.; DIRCETTI, G.; DONDI, M.; ERCOLANI, G.; GUARINI, G.; MAZZANTI, F.; RAIMONDO, M.; RUFFINI, A.; VENTURI, I. Steel slag recycling in clay brick production. *Tile & Brick International*, v. 20, p. 230-239, 2003.
- DAYTON, E. A.; WHITACRE, S. D.; DUNGAN, R. S.; BASTA, N. T. Characterization of physical and chemical properties of spent foundry sands pertinent to beneficial use in manufactured soils. *Plant Soil*, v. 329, n. 1, p. 27-33, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-0120-0>
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM (DNER). *DNER-ME 093/94*: Solos - determinação da densidade real. Brasil: DNER, 1994.
- ETXEBERRIA, M.; PACHECO, C.; MENESES, J. M.; BERRIDI, B. Properties of concrete using metallurgical industrial by-products as aggregates. *Construction and Building Materials*, v. 24, n. 9, p. 1594-1600, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.02.034>
- FIORI, C.; FABBRI, B.; DONATI, G.; VENTURI, I. Mineralogical composition of the clay bodies used in the Italian tile industry. *Applied Clay Science* 1, v. 4, n. 5-6, p. 461-473, 1989. [https://doi.org/10.1016/0169-1317\(89\)90023-9](https://doi.org/10.1016/0169-1317(89)90023-9)
- GANJIAN, E.; JALULL, G.; SADEGHI-POUYA, H. Using waste materials and by-products to produce concrete paving blocks. *Construction and Building Materials*, v. 77, p. 270-275, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.12.048>
- GEETHA, S.; MADHAVAN, S. High Performance Concrete with Copper slag for Marine Environment. *Materials Today: Proceedings*, v. 4, n. 2, p. 3525-3533, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2017.02.243>
- GÖKALP, I.; UZ, V. E.; SALTAN, M.; TUTUMLUER, E. Technical and environmental evaluation of metallurgical slags as aggregate for sustainable pavement layer applications. *Transportation Geotechnics*, v. 14, p. 61-69, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2017.10.003>
- GUNEY, Y.; AYDILEK, A. H.; DEMIRKAN, M. M. Geoenvironmental behavior of foundry sand amended mixtures for highway subbases. *Waste Management*, v. 26, n. 9, p. 932-945, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.06.007>
- GUNEY, Y.; SARI, Y. D.; YALCIN, M.; TUNCAN, A.; DONMEZ, S. Re-usage of waste foundry sand in high-strength concrete. *Waste Management*, v. 30, n. 8-9, p. 1705-1713, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.018>
- GURUMOORTHY, N.; ARUNACHALAM, K. Micro and mechanical behaviour of Treated Used Foundry Sand concrete. *Construction and Building Materials*, v. 123, p. 184-190, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.06.143>
- JAVED, S. Use of waste foundry sand in highway construction. *Transportation Research Record*, v. 1, n. JHRP-94/2, p. 0-273, 1992. <https://doi.org/10.5703/1288284316152>
- JAVED, S.; LOVELL, C. W.; WOOD, L. E. Waste foundry sand in asphalt concrete. *Transp. Res. Board. Rec.*, v. 1437, p. 27-34, 1994.
- KAUR, G.; SIDDIQUE, R.; RAJOR, A. Micro-structural and metal leachate analysis of concrete made with fungal treated waste foundry sand. *Construction and Building Materials*, v. 38, p. 94-100, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.07.112>
- KHATIB, J. M.; HERKI, B. A.; KENAI, S. Capillarity of concrete incorporating waste foundry sand. *Construction and Building Materials*, v. 47, p. 867-871, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.05.013>
- KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 26, n. 4, p. 857-867, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832002000400003>

- LADOMERSKÝ, J.; JANOTKA, I.; HRONCOVÁ, E.; NAJDENÁ, I. One-year properties of concrete with partial substitution of natural aggregate by cupola foundry slag. *Journal of Cleaner Production*, v. 131, p. 739-746, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.jclepro.2016.04.101>
- LEMONIS, N.; TSAKIRIDIS, P. E.; KATSIOTIS, N. S.; ANTIOHOS, S.; PAPAGEORGIOU, D.; KATSIOTIS, M. S.; BEAZI-KATSIOTI, M. Hydration study of ternary blended cements containing ferronickel slag and natural pozzolan. *Construction and Building Materials*, v. 81, p. 130-139, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.02.046>
- LI, G.; ZHANG, A.; SONG, Z.; LIU, S.; ZHANG, J. Ground granulated blast furnace slag effect on the durability of ternary cementitious system exposed to combined attack of chloride and sulfate. *Construction and Building Materials*, v. 158, p. 640-648, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.10.062>
- LIMBACHIYA, V.; GANJIAN, E.; CLAISSE, P. Strength, durability and leaching properties of concrete paving blocks incorporating GGBS and SF. *Construction and Building Materials*, v. 113, p. 273-279, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.02.152>
- LUO, H.-L.; LIN, D.-F.; CHUNG, M.-L.; CHEN, L. Y. Waste Foundry Sand Reused as Clay Replacement for Tile Manufacture. *International Journal of Transportation Science and Technology*, v. 3, n. 4, p. 339-351, 2014. <https://doi.org/10.1260/2046-0430.3.4.339>
- MANOHARAN, T.; LAKSMANAN, D.; MYLSAMY, K.; SIVAKUMAR, P.; SIRCAR, A. Engineering properties of concrete with partial utilization of used foundry sand. *Waste Management*, v. 71, p. 454-460, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.022>
- MARAGKOS, I.; GIANNOPOULOU, I. P.; PANIAS, D. Synthesis of ferronickel slag-based geopolymers. *Minerals Engineering*, v. 22, n. 2, p. 196-203, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2008.07.003>
- MASTELLA, M. A.; GISLON, E. S.; PELISSER, F.; RICKEN, C.; DA SILVA, L.; ANGIOLETTO, E.; MONTEDO, O. R. K. Mechanical and toxicological evaluation of concrete artifacts containing waste foundry sand. *Waste Management*, v. 34, n. 8, p. 1495-1500, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.001>
- MINERAL AGGREGATE CONSERVATION (MNR). *Reuse and recycling. Report prepared by John Emery Geotechnical Engineering Limited for Aggregate and Petroleum Resources Section*. Ontário: MNR, 1992.
- MIRHOSSEINI, S. R.; FADAEI, M.; TABATABAEI, R.; FADAEI, M. J. Mechanical properties of concrete with Sarcheshmeh mineral complex copper slag as a part of cementitious materials. *Construction and Building Materials*, v. 134, p. 44-49, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.024>
- PABLOS, J.; SICHIERI, E.; IZELI, R. Reutilização de resíduo sólido industrial. *Risco: Revista De Pesquisa Em Arquitetura E Urbanismo*, n. 10, p. 112-125, 2009. <https://doi.org/10.11606/issn.1984-4506.v0i10p112-125>
- QUEIROZ, L. F. T.; MONTEIRO, S. N.; VIEIRA, C. M. F. Efeito da utilização de areia no processamento e nas propriedades de cerâmica vermelha. *Cerâmica*, v. 56, n. 339, p. 279-284, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0366-69132010000300011>
- RAHMAN, M. A.; SARKER, P. K.; SHAIKH, F. U. A.; SAHA, A. K. Soundness and compressive strength of Portland cement blended with ground granulated ferronickel slag. *Construction and Building Materials*, v. 140, p. 194-202, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.02.023>
- REICHARDT, K. Capacidade de campo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 12, p. 211-216, 1988.
- RESCHKE, J. S. *Escória granulada de fundição utilizada como substituição ao cimento em concretos: avaliação de propriedades relacionadas com a durabilidade*. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- RICHARDS, L. A.; FIREMAN, M. Pressure-plate apparatus for measuring moisture sorting and transmission by soils. *Soil Science*, v. 56, n. 6, p. 395-404, 1943. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-194312000-00001>

- SADEK, D. M.; NOUHY, H. A. Properties of paving units incorporating crushed ceramic. *HBRC Journal*, v. 10, n. 2, p. 198-205, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.hbrj.2013.11.006>
- SAHA, A. K.; SARKER, P. K. Compressive Strength of Mortar Containing Ferronickel Slag as Replacement of Natural Sand. *Procedia Engineering*, v. 171, p. 689-694, 2017a. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.01.410>
- SAHA, A. K.; SARKER, P. K. Sustainable use of ferronickel slag fine aggregate and fly ash in structural concrete: Mechanical properties and leaching study. *Journal of Cleaner Production*, v. 162, p. 438-448, 2017b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.035>
- SETHY, K. P.; PASLA, D.; CHANDRA SAHOO, U. Utilization of high volume of industrial slag in self compacting concrete. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 581-587, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.039>
- SIDDIQUE, R. Utilization of industrial by-products in concrete. *Procedia Engineering*, v. 95, p. 335-347, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.12.192>
- SIDDIQUE, R.; KAUR, G.; RAJOR, A. Waste foundry sand and its leachate characteristics. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 12, p. 1027-1036, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.04.006>
- SIDDIQUE, R.; SCHUTTER, G. DE; NOUMOWÉ, A. Effect of used-foundry sand on the mechanical properties of concrete. *Construction and Building Materials*, v. 23, n. 2, p. 976-980, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2008.05.005>
- SIDDIQUE, R.; SINGH, G. Utilization of waste foundry sand (WFS) in concrete manufacturing. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 55, n. 11, p. 885-892, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.001>
- SIDDIQUE, R.; SINGH, G.; SINGH, M. Recycle option for metallurgical by-product (Spent Foundry Sand) in green concrete for sustainable construction. *Journal of Cleaner Production*, v. 172, p. 1111-1120, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.255>
- SINGH, G.; SIDDIQUE, R. Effect of waste foundry sand (WFS) as partial replacement of sand on the strength, ultrasonic pulse velocity and permeability of concrete. *Construction and Building Materials*, v. 26, n. 1, p. 416-422, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.06.041>
- SWAPNA, S. S.; PATIL, S. G. Utilization of Foundry Waste sand as a Masonry Mortar. *IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering*, v. 12, n. 6, p. 49-54, 2015. <http://dx.doi.org/10.9790/1684-12664954>
- TORRES, A.; BARTLETT, L.; PILGRIM, C. Effect of foundry waste on the mechanical properties of Portland Cement Concrete. *Construction and Building Materials*, v. 135, p. 674-681, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.01.028>
- ULUBEYLI, G. C.; ARTIR, R. Sustainability for Blast Furnace Slag: Use of Some Construction Wastes. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, v. 195, p. 2191-2198, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.06.297>
- VAN GENUCHTEN, M. T. A close form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 44, p. 892-898, 1980.
- VIJAYARAGHAVAN, J.; JUDE, A. B.; THIVYA, J. Effect of copper slag, iron slag and recycled concrete aggregate on the mechanical properties of concrete. *Resources Policy*, v. 53, p. 219-225, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.06.012>
- YAZOGHLI-MARZOUK, O.; VULCANO-GREULLET, N.; CANTEGRIT, L.; FRITEYRE, L.; JULLIEN, A. Recycling foundry sand in road construction-field assessment. *Construction and Building Materials*, v. 61, p. 69-78, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.02.055>



ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS PARA A GESTÃO ENERGÉTICA EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR *MULTICAMPI*

DATA ENVELOPMENT ANALYSIS FOR ENERGY MANAGEMENT IN MULTIFIELD HIGHER EDUCATION INSTITUTIONS

Oswaldo Augusto Vasconcelos de Oliveira Lopes da Silva 

Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal do Piauí (UFPI). Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí – Teresina (PI), Brasil.

José Machado Moita Neto 

Doutor em Química pela Universidade Estadual de Campinas. Professor do curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da UFPI – Teresina (PI), Brasil.

Marcos Antônio Tavares Lira 

Doutor em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela UFPI. Professor adjunto do curso de Engenharia Elétrica da UFPI – Teresina (PI), Brasil.

Endereço para correspondência:

Oswaldo Augusto Vasconcelos de Oliveira Lopes da Silva – Rua Antilhon Ribeiro Soares, 5.000, Torre A, apto. 161 – Santa Isabel – CEP 64053-070 – Teresina (PI), Brasil – E-mail: eng.osvaldo@live.com

Recebido em: 19/10/2018

Aceito em: 07/01/2019

RESUMO

O objetivo geral desta pesquisa foi apresentar uma metodologia para o diagnóstico energético e *benchmarking* do uso de energia elétrica em instituições de ensino superior *multicampi*. Assim, utilizou-se o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí como objeto de estudo, com dados coletados nas faturas de energia, correlacionando-os com indicadores que medem a sua atividade. Em toda a instituição, puderam-se constatar perdas maiores que todo o valor gasto individualmente com energia elétrica em oito dos 17 *campi*, e puderam-se sugerir estratégias para o aumento da eficiência energética. Por fim, concluiu-se que as faturas podem ser utilizadas no diagnóstico energético e direcionar projetos de eficiência energética; que o modelo Pressão-Estado-Resposta pode ser utilizado para caracterizar os *campi* das instituições, possibilitando o agrupamento, a elaboração de índices, níveis e *ranking* de eficiência energética relativa, além de metas para o aumento da eficiência energética que devem ser estimuladas simultaneamente.

Palavras-chave: gestão ambiental; modelo Pressão-Estado-Resposta; *benchmarking*; índice de eficiência energética.

ABSTRACT

The general aim of this research was to present a methodology for the energy diagnosis and benchmarking of the use of electric energy in multicampi institutions of higher education. Thus, the Federal Institute of Education, Science and Technology of Piauí was used as a study object; data were collected in the energy bills, correlating them with indicators that measure their activity. Throughout the institution, it was possible to verify greater losses than all the amount spent individually with electric energy in eight of the 17 institution campuses; it was also possible to suggest strategies to increase energy efficiency. Finally, it was concluded that the energy bills can be used in the energy diagnosis and to direct investments in energy efficiency projects; the pressure-state-response model can be used to characterize the institutions' campuses, enabling the grouping, elaboration of indexes, levels and ranking of relative energy efficiency, as well as targets for increasing energy efficiency that must be simultaneously stimulated.

Keywords: environmental management; Pressure-State-Response Model; benchmarking; energy efficiency index.

INTRODUÇÃO

Apontado como referência para um modelo de desenvolvimento ideal, foi publicado pela Organização das Nações Unidas (ONU), em 1987, o Relatório Brundtland (documento intitulado *Our Common Future*), em que o desenvolvimento sustentável era concebido como aquele capaz de garantir as necessidades presentes sem o comprometimento da capacidade de as gerações futuras suprirem suas próprias necessidades (BRUNDTLAND, 1987). Desde então, esse conceito evoluiu e, atualmente, pode ser entendido como um modo de ser e viver que concilie as atitudes humanas com as limitações da natureza e com as necessidades das gerações atuais e futuras. Sendo, portanto, um conjunto de processos e ações que devem ser pensados em uma perspectiva global, mas executados também a níveis nacionais, regionais e locais, permitindo que todo o planeta possa crescer igualmente sem que uma parte evolua à custa do prejuízo de outras (BOFF, 2017).

Já na década de 1990, essa ideia de desenvolvimento foi amplamente discutida e entendida como o modelo a ser seguido por todas as nações do mundo, principalmente na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio 92), que culminou na publicação da Agenda 21, programa de planejamento e ação cooperativa global em que se conciliava a proteção ambiental, a justiça social e a eficiência econômica (FERREIRA, 2016). Na Agenda 2030, por sua vez, publicada pela ONU em setembro de 2015, os países-membros comprometeram-se com 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas a serem buscadas nos 15 anos subsequentes (ONU, 2015b). Com relação à utilização de energia, com o sétimo objetivo (energia acessível e limpa), por exemplo, almeja-se com esse acordo o atendimento das seguintes metas: universalização do acesso, aumento da participação das energias renováveis, dobrar a taxa global de eficiência energética, além de reforçar a cooperação internacional em pesquisas e transferência de tecnologia (ONU, 2015a).

Desse modo, de acordo com os princípios estabelecidos pela Agenda 21 e, mais recentemente, pela Agenda 2030, todas as organizações devem possuir um sistema de gestão ambiental (SGA) de forma a garantir um desempenho ambiental aceitável. Devem pensar globalmente e agir localmente, porque, conforme destacam Flores e Medeiros (2013), “por mais que a escala

dos impactos seja global, é ao nível local que muitos impactos são apresentados e onde as ações podem ser eficazes”. O uso de energia é só um dos aspectos ambientais gerenciáveis em uma organização, mas sua demanda vem aumentando em razão do crescimento populacional e, principalmente do desenvolvimento econômico, causando impactos ambientais que podem ser minimizados com a utilização eficiente da energia que já produzimos. A eficiência energética é o tema deste trabalho e, de acordo com Pérez-Lombard *et al.* (2013), tem como principal benefício a realização das mesmas atividades ou o fornecimento dos mesmos produtos ou serviços com menor consumo de energia.

Existem vários indicadores específicos, comprovados por estudos científicos e metodologicamente avançados, para medir os aspectos relevantes ao desempenho ambiental esperado, sobretudo os objetivos definidos na Agenda 2030. Destacando-se ainda a necessidade de considerar os conhecimentos científicos ainda na formulação das políticas ambientais de cada uma das organizações (HÁK *et al.*, 2016). Entretanto, deve-se ajustá-los às necessidades das organizações, limitando o máximo possível o número de indicadores para minimizar o trabalho desnecessário (SUDIN *et al.*, 2015).

Puderam-se identificar 706 indicadores ambientais em um conjunto de 14 pacotes desenvolvidos por organizações internacionais, governamentais e não governamentais, escolhidos em função do seu sucesso de implementação. Tais indicadores foram divididos em função do tipo e da área de aplicação, com distribuição aproximada de 50, 30 e 20% dos indicadores, podendo ser caracterizados como indicadores de estado, pressão e resposta, respectivamente. Nessa caracterização, a maioria deles é relacionada ao ambiente biótico, à qualidade e ao uso dos recursos naturais e contaminação física e química (BRAMBILA; FLOMBAUM, 2017). Existem, portanto, uma série de indicadores padronizados por diferentes organizações e relatórios, diferenciando-se por tipo e área de aplicação.

Entre eles, destaca-se o modelo *pressure-status-response* (PSR), definido pela Organization for Economic Co-operation and Development (OECD, 2003), em razão desse modelo orientar a tomada de decisões nacionais, internacionais por vários países e organizações internacionais (ONU, Banco Mundial, União Europeia, por

exemplo) nas avaliações de desempenho ambiental que objetivam o desenvolvimento de indicadores ambientais internacionais harmonizados. Vale destacar, porém, que essa abordagem também pode ser usada para desenvolver indicadores a níveis subnacionais ou ecossistêmicos, reconhecendo que não existe um conjunto universal, uma vez que eles devem ser regularmente refinados e podem mudar com a evolução do conhecimento científico, do cenário político e da disponibilidade de dados.

De acordo com o modelo PSR, os indicadores ambientais podem ser de três tipos: indicadores de pressões ambientais (representam as pressões diretas e indiretas que as atividades humanas exercem sobre o meio ambiente); indicadores de condições ambientais (refletem a qualidade do meio ambiente e do recursos naturais); e indicadores de respostas sociais (refletem as ações individuais ou coletivas destinadas a mitigar os efeitos negativos das ações antrópicas no meio ambiente) (OECD, 2003). Pôde-se identificar ainda a utilização dessa metodologia em vários artigos recentemente publicados com aplicabilidade em várias áreas, como indústria marinha (HAN *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2018), avaliação de ecossistemas (LIAO *et al.*, 2018), ambiente urbano (HUANG *et al.*, 2018), indicadores ambientais (CABELLO *et al.*, 2018) e sustentabilidade ambiental (AVELAR *et al.*, 2018). Entretanto, é importante destacar que os indicadores sozinhos não são capazes de fazer uma avaliação correta do desempenho ambiental, devendo sempre que possível ser agregados ou ponderados e comporem índices, sendo necessária, ainda, a sua complementação com análise e interpretação, além de informações e dados adicionais.

Existem várias formas de se determinar índices de eficiência energética (IEE), com esses parâmetros sendo capazes de fornecer soluções para edificações e apoiar sistemas de gestão energética por meio da previsão do consumo de energia, da coleta de dados para determinação da *performance* energética, fornecendo *benchmarking* padrão, verificação de economia e desperdícios de energia (BAKAR *et al.*, 2015). É objetivo da gestão energética a melhoria contínua do uso da energia; dessa forma, como não se pode gerenciar o que não se pode medir, analisaram-se as técnicas de determinação dos IEE em edificações publicados recentemente em periódicos internacionais, e pôde-se identificar um total de 41 artigos que continham as

expressões “*energy efficiency index*” e “*building*”, publicados nos anos de 2016 e 2017 com o objetivo de identificar as principais técnicas utilizadas para a determinação desses índices.

Neste estudo, constatou-se que a simples “razão” entre dois indicadores ou índices consolidados, com pelo menos um deles relacionado à energia, ainda é muito utilizada, entretanto a que apareceu com maior frequência foi a análise envoltória de dados (*data envelopment analysis* — DEA). Desenvolvida por Charnes *et al.* (1978), que objetivavam o desenvolvimento de medidas de eficiência de unidades tomadoras de decisão (*decision making units* — DMU) para utilização na avaliação de programas públicos, por meio inicialmente de um programa educacional para a avaliação de escolas, a DEA é uma técnica não paramétrica usada para avaliar o grau de eficiência de unidades produtivas semelhantes. Utilizando-se as medições dos *inputs* e dos *outputs* em cada uma dessas DMU analisadas, essa metodologia é capaz de determinar a eficiência relativa (parâmetro que varia de zero a um) em relação aos que obtiveram desempenho máximo entre os cenários analisados (índice um de eficiência relativa) por meio de programação linear (JI; LEE, 2010).

Desde a criação da DEA, pôde-se identificar o total de 10.300 artigos publicados por 11.975 autores diferentes com crescente aumento no número de publicações nos últimos anos (especialmente a partir de 2004, totalizando mais de 1.000 artigos em 2016), destacando-se a sua relevância científica, com “eficiência ambiental” e “agricultura” como a palavra-chave e a área de estudo mais popular nas publicações de 2016 e 2017, respectivamente (EMROUZNEJAD; YANG, 2018). Entretanto, com a seleção de modelos de análise apropriados, a DEA pode ainda ser útil no estudo de questões de energia e meio ambiente, dada a importância das técnicas de modelagem nessas áreas com o crescente interesse em comparações de desempenho, constatando-se a aplicabilidade dessa técnica em nove áreas diferentes (MARDANI *et al.*, 2017).

A DEA utiliza dados multivariados e cria fronteiras de eficiência objetivando a maior relação entre as combinações lineares dos *outputs* e dos *inputs*, classificando-as de acordo com os tipos de retorno de escala em dois modelos clássicos: CCR (Charnes, Cooper e Rhodes) ou BCC (Banker, Charnes e Cooper), sendo o primeiro mais adequado quando não existem diferenças de escala

entre as amostras, e o segundo, quando existe essa diferença (CHEN *et al.*, 2016). Podemos definir a produtividade de uma DMU como a razão entre os insumos e os produtos. Por meio da DEA, definidas as fronteiras de eficiência, pode-se estabelecer valores-alvo ou metas para a redução dos insumos ou para o aumento dos produtos de cada uma das DMU para que elas possam se tornar eficientes, de acordo com o tipo de orientação (orientados a *inputs* ou *outputs*, respectivamente). Dessa forma, os índices de eficiência definidos por essa análise variam de zero a um e representam a razão entre a produtividade dessa unidade e a produtividade da DMU eficiente, de acordo com o modelo e a orientação escolhida para a DEA. Importante destacar que nessa análise deve-se respeitar a Regra de Ouro (*Golden Rule*) da DEA, definida por Banker *et al.* (1989), destacando que o número de DMUs deve ser maior ou igual a três vezes a soma total do número de variáveis (*inputs* e *outputs*) utilizadas e maior ou igual ao produto do número de *inputs* e *outputs*.

O modelo CCR, desenvolvido por Charnes *et al.* (1978), também é conhecido por *constant return scale* (CRS) e considera que um aumento na utilização de insumos deve promover um aumento proporcional nos resultados; já o modelo BCC, desenvolvido por Banker *et al.* (1984), é conhecido por *variable return scale* (VRS), e considera que o aumento da utilização de *inputs* também deve provocar um aumento nos *outputs*, entretanto esse aumento pode ser proporcionalmente maior, menor ou igual. Como consequência, o modelo CCR cria uma fronteira de eficiência que tem a forma de uma reta (linear), enquanto a fronteira criada pelo modelo BCC é côncava, contornando as DMU com mais eficiência, sendo, portanto, menos exigente e mais flexível que a primeira.

Independentemente do modelo utilizado, os índices criados pela DEA representam a distância de cada uma das DMU à respectiva curva de eficiência, de modo que para atingir essa fronteira de eficiência, três soluções são possíveis: manter constantes as entradas e aumentar as saídas (DEA orientada a *outputs*) ou manter constantes as saídas e diminuir as entradas (DEA orientada a *inputs*), ou, simultaneamente, diminuir as entradas e aumentar as saídas (melhor opção), permitindo o contínuo processo de aprimoramento (WANG *et al.*, 2017). A DEA fornece, portanto, indicações do que melhorar para atingir melhor grau de eficiência

em uma análise cíclica, porque pode ser repetida em ciclos de medição subsequentes.

Em uma mesma DEA, diversas unidades produtivas podem receber o IEE igual à unidade, entretanto, em alguns casos, faz-se necessária a criação de um *ranking* das DMU ordenando as unidades com base na sua eficiência. Para tanto, pode-se utilizar a técnica da fronteira invertida (destacada neste trabalho em função do *software* que será utilizado) que, introduzida por Yamada *et al.* (1994) e Entani *et al.* (2002), determina uma curva de eficiência utilizando como parâmetro as DMU com as piores produtividades por meio das mesmas equações da DEA tradicional, invertendo-se os *inputs* e os *outputs*. Dessa forma, pode-se determinar um novo índice de eficiência composto da DEA convencional e invertida para ranquear as DMU que obtiveram índices de eficiência iguais à unidade.

Ademais, destaca-se a crescente disponibilidade de ferramentas para a implementação de eficiência e a identificação de sete *softwares* de propósitos gerais com essa capacidade, além de 21 programas dedicados e três programas *on-line* (DARAIO *et al.*, 2017). Muitos dos *softwares* generalistas são bastante conhecidos no meio científico (R, SAS, STATA, Matlab). Entretanto, para facilitar os cálculos dos IEE, optou-se por utilizar um *software* dedicado à DEA, técnica utilizada pela maioria dos *softwares* encontrados (87,1%). Dessa forma, por ser de fácil acesso e de uso gratuito, utilizou-se o sistema integrado de apoio à decisão (SIAD) (ANGULO MEZA *et al.*, 2005), ferramenta dedicada à análise de produtividade e eficiência, também citada na pesquisa de Daraiio *et al.* (2017), que foi desenvolvida na Universidade Federal Fluminense e que utiliza técnicas de DEA convencionais ou alternativas para determinar índices de eficiência, pesos, alvos e *benchmarks*.

Como pode ser constatado nos diversos balanços energéticos, como nos apresentados pela International Energy Agency (IEA, 2017), na esfera global, e pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2017), na esfera nacional, estatísticas de energia geralmente são compiladas e apresentadas numa base setorial, em que os consumidores são agrupados de acordo com a atividade econômica, quais sejam: indústria, transportes, serviços, agricultura e residencial. Entretanto, o setor de serviços, no qual as Instituições de Ensino Superior (IES) estão inseridas, é o mais heterogêneo e, embora os dados de consumo de energia para o setor como

um todo estejam disponíveis, os dados de consumo de energia subsetores não são facilmente encontrados.

As IES no Brasil experimentaram grande expansão geográfica a partir da década de 1960, exigindo-se delas melhor gestão acadêmica e administrativa, para garantir a formação de uma unidade e bons desempenhos nessa nova configuração *multicampi* (NEZ, 2016). Ciente dessa necessidade, Silva *et al.* (2016) salientam que é imperativa a consolidação da institucionalização da gestão ambiental nas universidades, com a interoperabilidade entre os vários setores da instituição por meio de um fluxo contínuo de informações devidamente oficializado, com a definição de rotinas administrativas. Ademais, destacam a necessidade da utilização da tecnologia da informação e da inteligência analítica no tratamento de dados que devem ser expressos em suas respectivas unidades físicas, devendo ainda consolidar-se um modelo de gestão voltado para a eficiência, eficácia e efetividade, contando com análises econômico-financeiras e usando procedimentos padronizados.

Dessa forma, deve-se implantar um SGA nas IES que contemple a gestão energética, uma vez que o uso da energia é o insumo com maior índice de risco ambiental (IRA) (SENNA *et al.*, 2014). Essa ação permite que as IES se tornem exemplo de sustentabilidade para toda a comunidade e incentivem mudanças concretas na realidade social não só por meio de sua atividade-fim (ensino, pesquisa e extensão), mas também com a articulação da gestão e a infraestrutura das edificações, para consolidá-la como um espaço educador sustentável, uma vez que a sustentabilidade deve estar alinhada com a missão e a visão dessas organizações.

A análise de indicadores que ligam os dados de demanda e consumo de energia a partir de contas de serviços públicos a variáveis que medem a atividade em universidades, por exemplo, pode apontar resultados relevantes e orientar a tomada de decisões. Dessa forma, este projeto de pesquisa busca resolver o seguinte problema: “Como desenvolver uma estratégia para gestão do uso de eletricidade que garanta a conformidade da gestão energética em instituições de ensino superior *multicampi*?”. Instituído em 1984, o Programa Brasileiro de Etiquetagem (PBE) foi criado com a finalidade de contribuir para a racionalização no uso de energia no país, informando os consumidores sobre a eficiência energética de cada produto, estimulando-os a fazer uma compra mais consciente, e tem estimulado a efi-

ciência energética no país, sobretudo com a etiquetagem de equipamentos elétricos a partir da publicação da Lei de Eficiência Energética em 2001 (CEPEL, 2014). Entretanto, vale destacar que desde 2009 esses IEE e níveis de eficiência energética (NEE) podem ser obtidos para edificações comerciais, de serviços, públicas e residenciais, devendo seguir os requisitos técnicos da qualidade (RTQ) do Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO, 2010; 2012), que consideram apenas aspectos de infraestrutura.

Para Melo *et al.* (2012), o desenvolvimento do RTQ no Brasil é um instrumento importante para garantir a eficiência energética dos edifícios no país, entretanto enfatiza a necessidade de um modelo simplificado, mais preciso e eficiente para o cálculo do consumo de energia utilizada no processo de etiquetagem. Nesse contexto, Wong e Krüger (2017) investigaram as dificuldades e as restrições para a metodologia de cálculo, escopo e rotulagem do RTQ e destacam que, para se conseguir uma implantação completa do RTQ, devem-se desenvolver metodologias para calcular valores realistas, criar campanhas para a conscientização entre o público em geral, treinamento e apoio para aumentar o número de avaliadores de energia; aplicação de sanções em caso de descumprimento; aplicação de medidas de monitoramento e avaliação pós-certificação; estabelecimento e manutenção de um sistema de registro central para coleta de dados relevantes dos certificados. Parte disso se comprova com o levantamento feito por Silva *et al.* (2015) ao mostrarem que em seis anos de programa, período que contempla a expansão dos Institutos Federais de Educação, Ciência e Tecnologia, por exemplo, apenas 125 edificações comerciais, públicas e de serviços foram etiquetadas no país, com alguns estados, nos quais o Piauí está incluso, com nenhuma edificação etiquetada.

Dessa forma, na medida em que se propõe o desenvolvimento de índices, níveis e *benchmarks* para a gestão energética em IES *multicampi*, abre-se um horizonte no qual se pode contribuir para o que preconiza os objetivos do desenvolvimento sustentável, no que se refere à energia elétrica, considerando-se ainda a difícil utilização e ineficácia dos IEE oficialmente regulamentados no Brasil, bem como sua caracterização como um paradigma tradicional de casualidade linear que avalia a eficiência energética das edificações somente a partir de sua infraestrutura. Assim, essa pesquisa propõe a

avaliação da eficiência por meio do paradigma sistêmico do meio ambiente e reconhece, portanto, sua complexidade, instabilidade e intersubjetividade.

Esse problema científico leva em consideração a visão sistêmica do meio ambiente ao considerar as IES como parte do sistema elétrico nacional, uma vez que aproximadamente 98% do sistema de energia elétrica do país está interligado. Dessa forma, além de benefícios a essas instituições, a execução desta pesquisa também trará benefícios ao país e ao planeta, uma vez que a eficiência energética é uma alternativa viável aos impactos socioambientais do aumento da demanda de energia elétrica. A presente investigação tem, portanto, caráter interdisciplinar por trazer questões referentes ao planejamento e gestão ambiental, educação ambiental, engenharia e economia.

A principal hipótese investigada é que se pode utilizar a DEA para elaborar uma estratégia de *benchmarking* para

a garantia da conformidade da gestão energética em IES *multicampi*, utilizando os dados disponibilizados nas faturas de energia elétrica e informações de infraestrutura e acadêmicas das instituições (metodologia diferente do paradigma tradicional determinado pelo INMETRO). Para tanto, o objetivo geral desta pesquisa foi apresentar uma metodologia para o diagnóstico energético e *benchmarking* do uso de energia elétrica em IES *multicampi*. Dessa forma, foram objetivos específicos:

- Fazer a caracterização geral da instituição;
- Executar o diagnóstico energético da IES na perspectiva *multicampi*;
- Calcular índices de eficiência energética relativa (IEER) para as IES;
- Estabelecer níveis de eficiência para todos os *campi*;
- Definir metas para o aumento da eficiência energética.

MATERIAIS E MÉTODOS

Instituído em 2007, o Programa de Apoio a Planos de Reestruturação e Expansão das Universidades Federais (REUNI) contribuiu para o crescimento do número de municípios atendidos pelas IES federais, que passaram de 114 em 2003 para 237 até o fim de 2011 (BRASIL, 2010), não sendo diferente no estado do Piauí. O Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí (IFPI), por exemplo, sofreu grande expansão, principalmente a partir de 2009 (construção de 12 novos *campi* até o ano de 2015), resultado dessa política de expansão e interiorização do acesso à educação tecnológica (RÊGO, 2015), consolidando-se com uma estrutura organizacional *multicampi*.

O IFPI é uma IES, básica e profissional, vinculada ao Governo Federal Brasileiro criada no ano de 2008 pela Lei Federal nº 11.892, e conforme pode ser visto na Figura 1, conta com 17 *campi* universitários, distribuídos em todas as regiões do estado. Todos os *campi* do IFPI são objeto de estudo desta pesquisa, sendo, portanto, censitária e de caráter dedutivo.

Esta pesquisa iniciou-se com a caracterização geral do IFPI; para tanto, fez-se uma busca na bibliografia disponível e no site da instituição por documentos relevantes como o Plano de Desenvolvimento Institucional (PDI) e os relatórios de gestão. Utilizando-se a metodo-

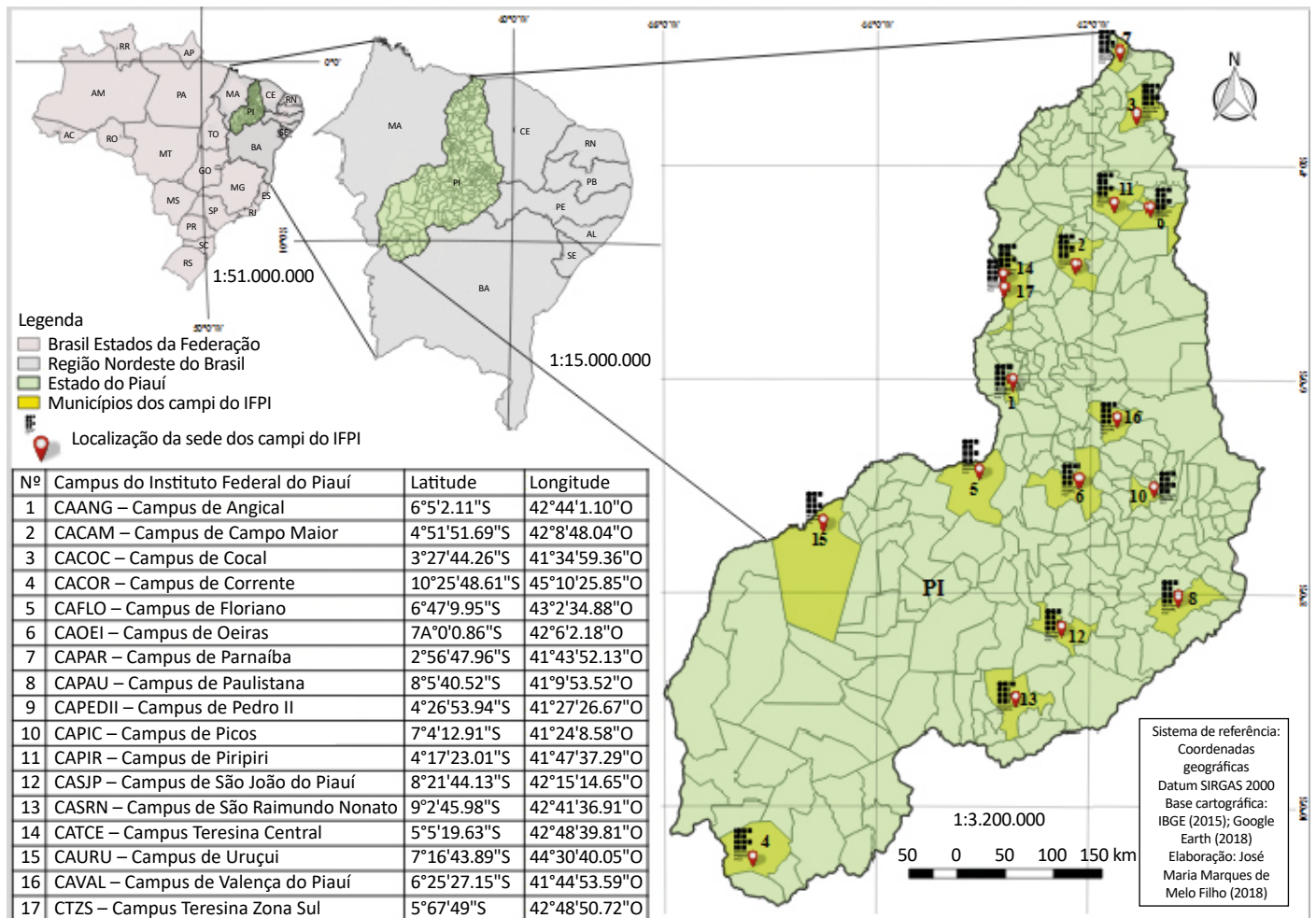
logia definida por Silva, Barbosa e Santos (2017) com o método indutivo pôde-se concluir que o IFPI não está gerenciando corretamente o uso de energia elétrica, com 6,63% do valor pago à concessionária de energia no *Campus* Teresina Central (CATCE) do IFPI no ano de 2015, constituindo-se de gastos desnecessários que poderiam ser facilmente evitados com a atuação de um sistema de gestão energética. Entretanto, destacava a continuidade dos estudos, sobretudo por ser uma instituição *multicampi* (SILVA *et al.*, 2017).

Ciente dessa necessidade, ainda conforme essa metodologia, identificaram-se os três centros de custo de julho de 2016 a junho de 2017 em todos os *campi* da IES, considerando-se sua estrutura organizacional *multicampi*, utilizando-se a cópia digitalizada das faturas de energia para realizar um diagnóstico energético preliminar, e sugerindo-se estratégias para a eliminação das perdas evitáveis. Em seguida, apresentaram-se os resultados parciais desse diagnóstico à administração superior da instituição a fim de estabelecer um fluxo contínuo de informações nos meses subsequentes e viabilizar a continuidade dos estudos.

Para o estabelecimento de NEE para os *campi* da IES, elaborou-se uma matriz de indicadores ambientais, com base no Modelo PSR, com as variáveis de pressão

(uso da energia) e de estado (número de servidores, aspectos de infraestrutura e ensino), conforme mostrado na Tabela 1, escolhidas com base na atividade-fim da instituição (uma vez que a instituição claramente prioriza essa atividade em detrimento da pesquisa e da extensão) e em critérios qualitativos e quantitativos: confiabilidade dos dados, relação com problema, utilidade para o usuário, disponibilidade dos dados, relevância, redundância e mensurabilidade. A pesquisa foi, portanto, realizada com dados primários, referentes a esses indicadores em todos os *campi* da IES junto e correspondentes aos anos de 2015, 2016 e 2017, por meio de uma solicitação formal encaminhada à alta administração da instituição, que foi prontamente atendida.

De posse desses dados, para o agrupamento dos *campi* em diferentes categorias de escala, fez-se uma análise multivariada desses dados e plotou-se um dendrograma, gráfico construído por meio da análise de agrupamento que permite agrupar diferentes observações utilizando como critério a distância euclidiana. Consideraram-se, portanto, os centroides de cada grupo de observações, em que o valor de cada uma das observações nesse centroide é a média aritmética dos valores desse indicador em cada uma das observações (MANLY, 2008), usando como referência os indicadores do ano de 2017 em todos os *campi* do IFPI. Vale ressaltar ainda que, para evitar que uma variável dominasse a análise, previamente, todos os indicado-



IFPI: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí.

Figura 1 – Espacialização dos *campi* do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí.

res foram normalizados individualmente, com base na diferença entre os valores mínimos e máximos (KILKIS, 2015). Em seguida, elaborou-se uma matriz de correlação, calculando-se o coeficiente de correlação de Pearson para avaliar dois a dois o grau de correlação entre os indicadores de ensino, infraestrutura e servidores com o uso de energia.

Com essas análises, escolheram-se as variáveis que melhor representam o consumo de energia elétrica (*input*) e a atividade-fim da instituição (*output*). Desse modo, objetivando melhor visualização do modelo proposto, foram feitas ainda duas análises de componentes principais (ACP), uma para os *inputs* e outra para os *outputs*, para determinar índices utilizando a álgebra matricial, que relacionam os indicadores das entradas e das saídas separadamente, com uma precisão que também pode ser determinada (MANLY, 2008) reduzindo todos os indicadores em dois índices, um para a energia e outro para o ensino.

Assim, esses novos dados bivariados de consumo de energia e ensino da IES (*inputs* e *outputs*, respectivamente) foram então utilizados em uma DEA para a determinação de curvas de eficiência nos modelos CCR e BBC, que foram plotadas em dois planos cartesianos. Em seguida, com o modelo ilustrado, novamente com a utilização da DEA, com o modelo de análise (BCC ou CCR) definido com base na homogeneidade das amostras, criaram-se IEER para cada um dos agrupamentos e índices gerais. Os maiores e menores índices foram então utilizados para dividir os *campi* em cinco níveis de eficiência com comprimentos iguais, objetivando o *benchmarking* do uso de energia na IES. Importante destacar que se respeitou a Regra de Ouro (*Golden Rule*) da DEA, definida por Banker *et al.* (1989).

Utilizaram-se ainda os modelos de DEA orientados a *inputs* e *outputs* para estabelecer metas de consumo e demanda de energia e para as atividades de ensino em cada *campus* da IES que não atingiram o índice

Tabela 1 – Matriz de indicadores ambientais.

Tipo	Aspecto	Indicador	Descrição
Pressão	Consumo e Demanda de Energia	X1	Média mensal do consumo de energia elétrica ativa no horário ponta (kWh)
		X2	Média mensal do consumo de energia elétrica ativa no horário fora-ponta (kWh)
		X3	Média mensal da demanda máxima de energia ativa no horário ponta (kW)
		X4	Média mensal da demanda máxima de energia ativa no horário fora-ponta (kW)
Estado	Número de Servidores	Y1	Número total de servidores técnicos administrativos
		Y2	Número total de professores efetivos
	Aspectos de Infraestrutura	Y3	Área total da edificação (m ²)
		Y4	Número de salas de aula
		Y5	Área total das salas de aula (m ²)
		Y6	Número de laboratórios
		Y7	Bombas d'água e elevadores (CV)
	Ensino	Y8	Número de alunos em cursos técnicos concomitantes e subsequentes
		Y9	Número de alunos em cursos técnicos integrados
		Y10	Número de alunos em cursos técnicos superiores
		Y11	Número de alunos em cursos de pós-graduação

máximo de eficiência energética, a fim de atingir esse melhor nível. Além disso, para a criação de um *ranking* das DMU, ordenando as unidades com base na sua eficiência, utilizou-se a técnica da fronteira invertida para determinar um novo índice de eficiência composto da DEA convencional e invertida e ranquear as DMU que obtiveram índices de eficiência iguais à unidade.

Por fim, para viabilizar os cálculos da DEA, destaca-se a utilização do SIAD (ANGULO MEZA *et al.*, 2005) e, além dele, dos *softwares* Microsoft Excel 2013 (planilha eletrônica) e o RStudio, sendo este um *software* gratuito para computação estatística e elaboração de gráficos nas análises de dados multivariados por possuir algoritmos já implementados (RACINE, 2012).

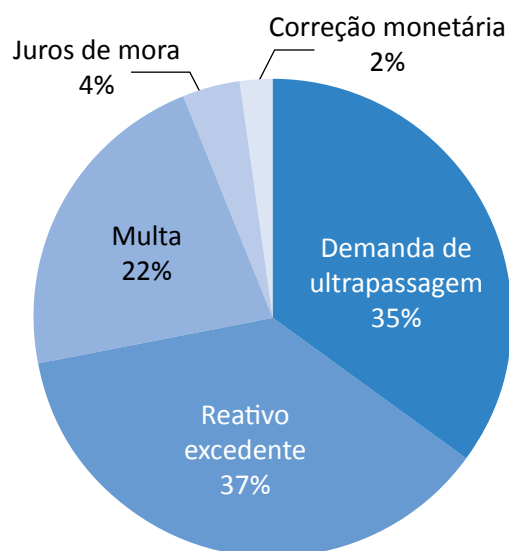
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando a estrutura organizacional *multicampi* do IFPI, após a análise das faturas de energia elétrica, identificaram-se os custos com energia elétrica em todos os *campi* da instituição no período de julho de 2016 a junho de 2017: R\$ 179.214,47 (4,3% composta dos itens destacados na Figura 2A), que é mais do que foi gasto com energia elétrica em oito dos 17 *campi* — *Campus* de Angical (CAANG), *Campus* de Campo Maior (CACAM), *Campus* de Cocal (CACOC), *Campus* de Pedro II (CAPEDII), *Campus* de Valença do Piauí (CAVAL), *Campus* de Oeiras (CAOEI), *Campus* de São João do Piauí (CASJP) ou *Campus* de Paulistana (CAPAU) — e devem ser eliminados imediatamente, além de R\$ 4.264.199,95 de custos gerenciáveis que devem reduzidos com a execução de projetos de eficiência energética (PEE) ou com a utilização de fontes alternativas

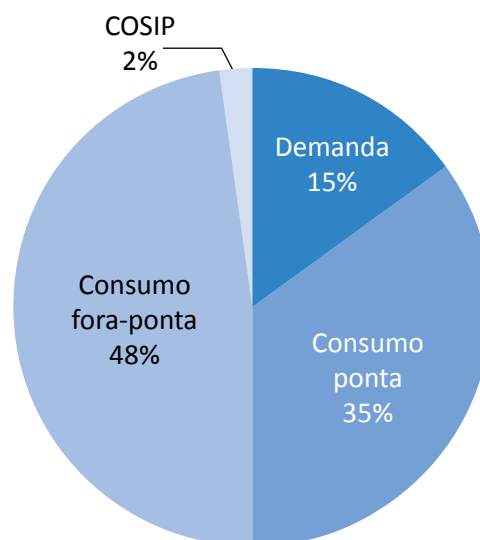
de energia, objetivando, prioritariamente, a redução do consumo de energia no horário em que ela é mais cara (17h30 às 20h30). Apuraram-se ainda os custos mensais por *campi* em cada um dos centros de custos, destacando o CATCE como o que possui os maiores gastos com energia elétrica e também as maiores perdas em termos absolutos (R\$ 4.293,02/mês), o que já era esperado por ser o maior da instituição. Além desse *campus*, destacaram-se o *Campus* de Corrente (CACOR) e o CASJP com as maiores (13,24%) e as menores (0,92%) perdas em relação ao valor da fatura, respectivamente.

Como pode ser visto nas Figuras 2A e 2B, a composição percentual dos centros de custos foi realizada com o objetivo de direcionar as ações eficiência energética e, conseqüentemente, reduzir os custos com energia

A Perdas evitáveis – IFPI 2016-2017



B Custos gerenciáveis – IFPI 2016-2017



IFPI: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí; COSIP: Contribuição para o Custeio do Serviço de Iluminação Pública.

Figura 2 – Percentual dos centros de custo com energia elétrica nos *campi* do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, de julho de 2016 a junho de 2017.

elétrica. Conforme mostrado na Figura 2A, as multas, os juros e a correção monetária por causa do atraso no pagamento das faturas totalizaram R\$ 49.566,08 em perdas anuais (28% das perdas evitáveis), que poderiam ser facilmente evitadas com o pagamento em dia das faturas de energia. Já na Figura 3A pode ser vista a participação percentual de cada um dos *campi* nesse total de encargos. É mostrado que todos os *campi* foram penalizados, destacando que o peso maior é referente às multas (79%) que são cobradas mesmo que o atraso no pagamento seja de poucos dias.

Parte da energia elétrica fornecida pelas concessionárias, definida como energia reativa, é utilizada para garantir o funcionamento de algumas máquinas e equipamentos, sendo o restante definido como energia ativa e retorna trabalho útil. Para melhor eficiência energética, a Agência Nacional de Energia Elétrica, agência reguladora do setor elétrico, define em 0,92 (fator de potência) a razão mínima entre essa energia útil e o total fornecido pela rede (energia aparente). O consumo excessivo de energia reativa fez com que o IFPI pagasse R\$ 66.852,96 por ano (37% das perdas evitáveis, conforme a Figura 2A), e para que isso não ocorra novamente, faz-se necessária a execução de obras de engenharia para a correção do fator de potência, geralmente com a instalação de bancos de capacitores. Essas obras requerem investimento financeiro e, por isso, elaborou-se uma distribuição percentual dos gastos com energia reativa para direcionar os recursos, priorizando os *campi* que mais foram penalizados e, conseqüentemente, possuem maior potencial de economia. Ainda conforme mostrado na Figura 3B, diferentemente do que se presumia, o *Campus* Teresina Central, mesmo sendo o maior, mais antigo e sede de instituição, deve ser apenas a quarta opção de investimento, ficando atrás de outros quatro *campi*.

O último percentual das perdas evitáveis que deve ser evitado, de acordo com a Figura 2A, é o pagamento da demanda de ultrapassagem (35%, ou seja, R\$ 62.795,43/ano pago pelo IFPI no período analisado), que ocorre quando as unidades consumidoras solicitam da rede elétrica uma potência elétrica superior a 5% do valor contratado junto à concessionária. Dessa forma, devem-se analisar as demandas medidas nos horários ponta e fora-ponta em cada um dos *campi* nos últimos três anos ou a partir de uma mudança significativa no consumo (reforma, ampliação, mudança

no padrão de consumo), e revisar os contratos de fornecimento. A Figura 4 apresenta a análise de demanda de uma das unidades consumidoras do CATCE a partir de setembro de 2015, mês em que a reitoria da instituição, que funcionava anteriormente nesse prédio, mudou-se para outra edificação. Destaca-se nessa análise a revisão do contrato de demanda a partir do mês de março de 2017 (mudança de 170 para 220 kW), resultado da pesquisa desenvolvida por Silva *et al.* (2017), e os meses de janeiro e novembro de 2016 com as máximas demandas medidas (136 e 240 kW, respectivamente).

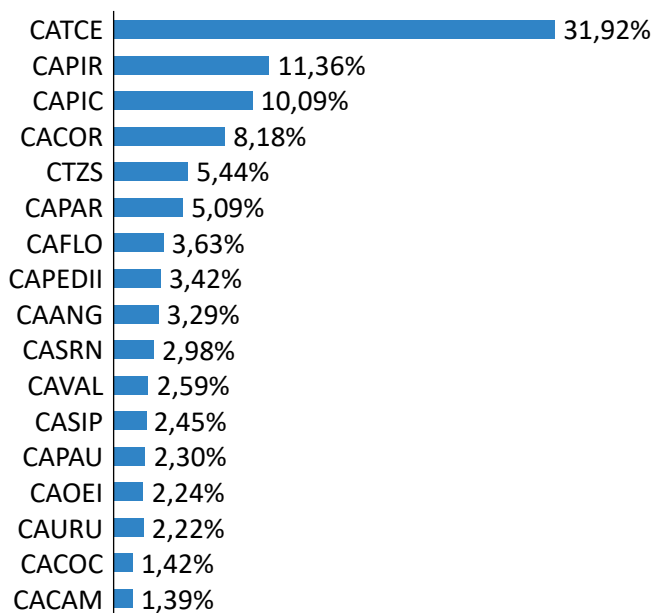
Todas as ações propostas para a eliminação das perdas evitáveis preveem a economia mensal de R\$ 14.934,54, que devem ser vistas em uma análise de viabilidade econômica como benefícios das intervenções. Entretanto, os custos gerenciáveis representaram 95,97% das despesas com energia elétrica do IFPI, e requerem atuação de um sistema de gestão energética. Para tanto, conforme a metodologia apresentada, coletaram-se dados para a elaboração de uma matriz de indicadores nos anos de 2015, 2016 e 2017. Entretanto, as medições referentes ao ano de 2015 não foram utilizadas nas análises por causa da greve dos docentes que paralisou as atividades nos *campi* da instituição por um período de 153 dias, assim como as medições referentes ao *Campus* de Florianópolis no ano de 2016, porque o medidor de energia da concessionária que lá existia não media o consumo de energia ponta e fora-ponta separadamente, indicadores analisados na matriz.

Mesmo com esses problemas, a análise de correlação de Pearson revelou uma correlação forte entre todos os indicadores e, com a análise de agrupamento das medições do ano de 2017, puderam-se formar dois agrupamentos com base na distância multivariada dos *campi*, destacando que todos os *campi* são semelhantes, exceto o CATCE. Em seguida, utilizaram-se as medições referentes aos anos de 2016 e 2017 em uma análise de componentes principais, e foi possível determinar equações que transformam os dados multivariados da utilização de energia (*input*) e da atividade de ensino (*output*) em dados bivariados, utilizando as variáveis definidas na Tabela 1, com precisões de 99,92 e 95,58%, respectivamente. Assim, pôde-se ilustrar as curvas de eficiência determinadas pela DEA nos modelos CCR e BCC orientados a insumos (Figura 5A) e produtos (Figura 5B).

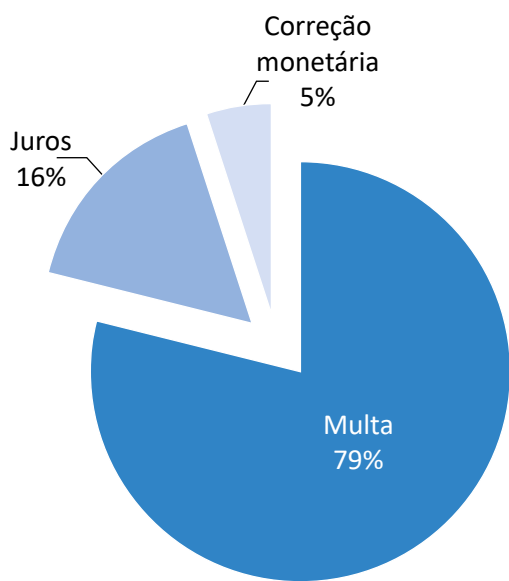
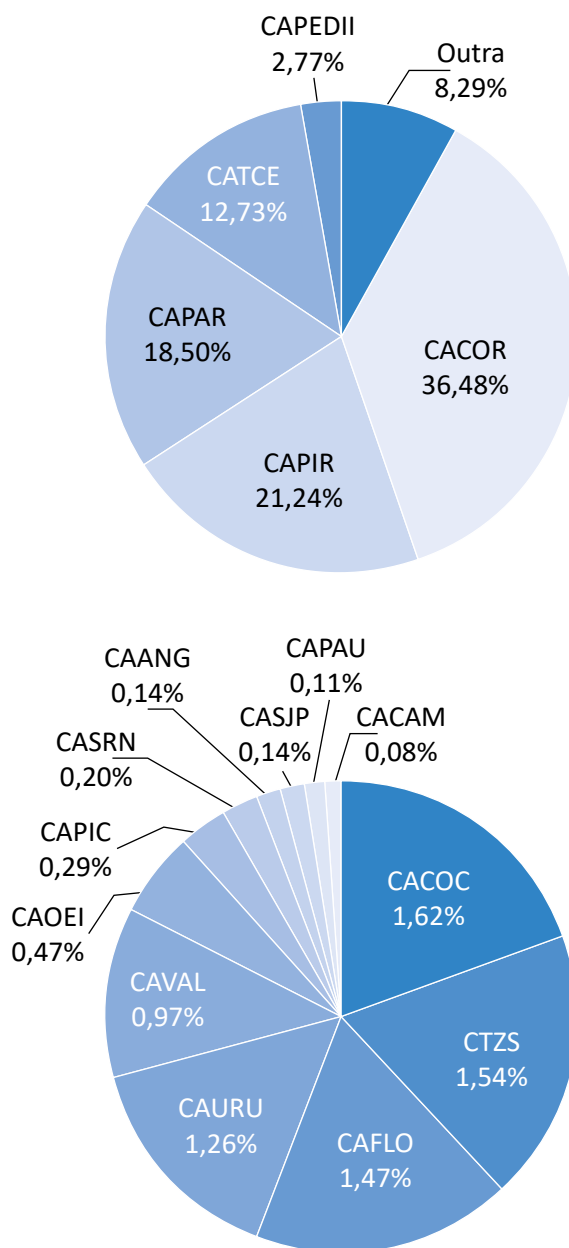
Com base nos conceitos de produtividade, puderam-se determinar os índices de eficiência relativa utilizando-se as medições de uso de energia e ensino nesse mesmo período, com o modelo BCC da DEA na deter-

minação dos IEER para o índice geral e com o modelo CCR da DEA para determinar o IEER nos agrupamentos, pelo fato de o primeiro considerar retornos variáveis de escala e o último considerar retornos constantes de

A Multa, juros e correção monetária



B Reativo excedente

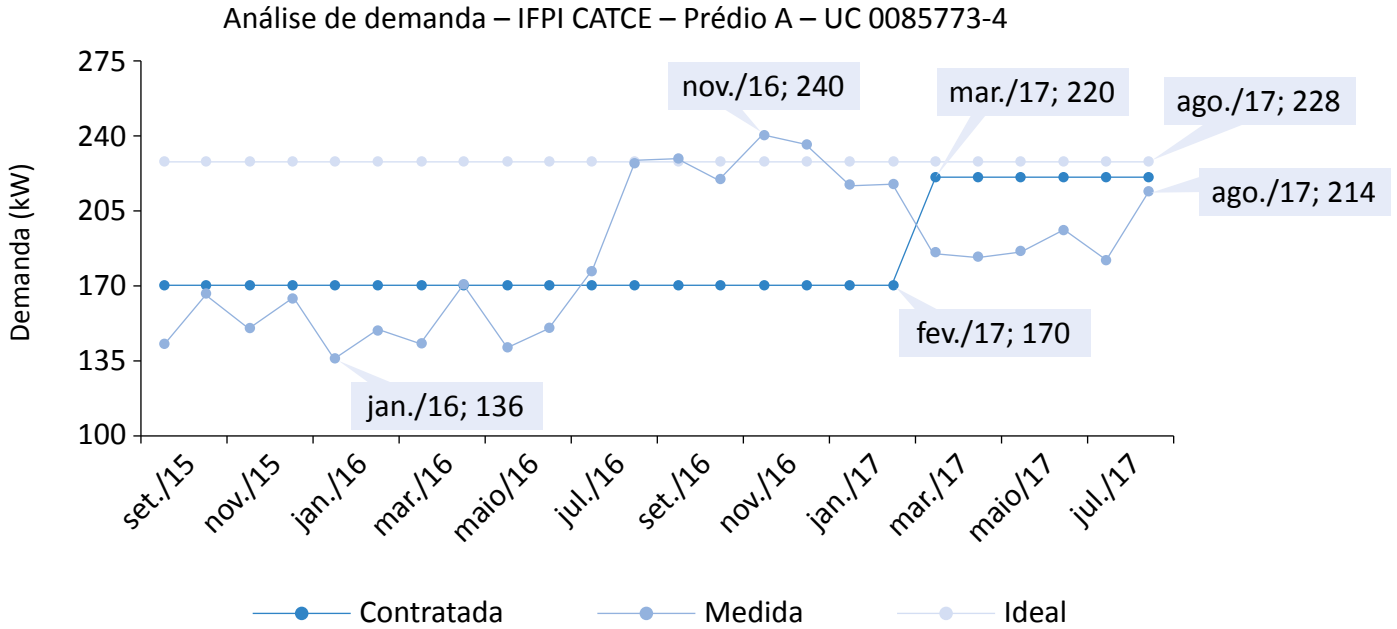


CATCE: *Campus* Teresina Central; CAPIR: *Campus* de Piri-piri; CAPIC: *Campus* de Picos; CACOR: *Campus* de Corrente; CTZS: *Campus* Teresina Zona Sul; CAPAR: *Campus* de Parnaíba; CAFLO: *Campus* de Floriano; CAPEDEII: *Campus* de Pedro II; CAANG: *Campus* de Angical; CASRN: *Campus* de São Raimundo Nonato; CAVAL: *Campus* de Valença do Piauí; CASJP: *Campus* de São João do Piauí; CAPAU: *Campus* de Paulistana; CAOEI: *Campus* de Oeiras; CAURU: *Campus* de Uruçui; CACOC: *Campus* de Cocal; CACAM: *Campus* de Campo Maior.

Figura 3 – Percentual dos *campi* do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí em multas, juros, correção e reativo excedente, de julho de 2016 a junho de 2017.

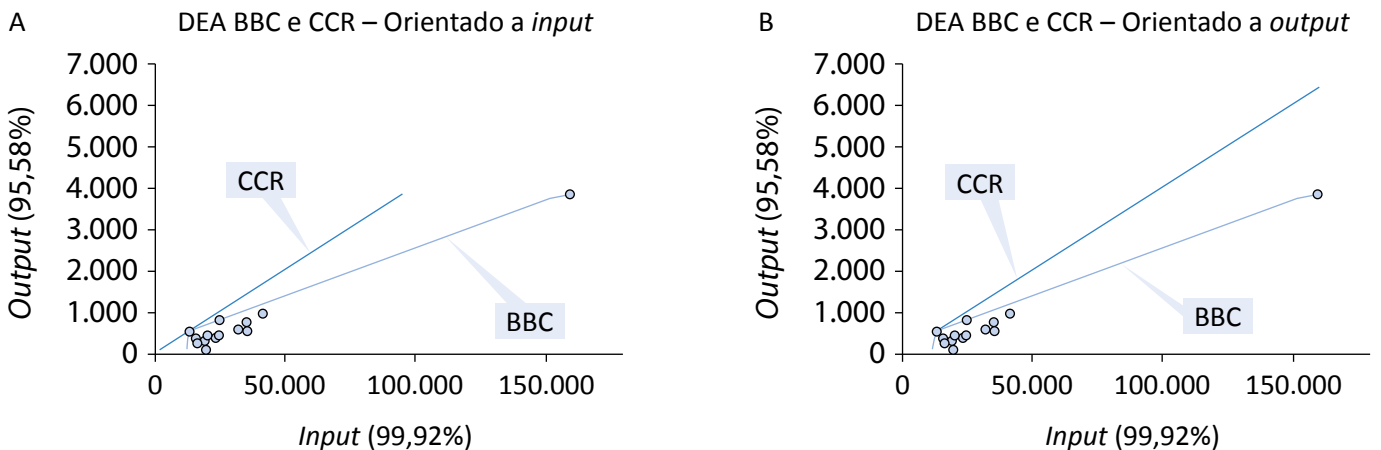
escala. Na Figura 6, são apresentados os IEER e os níveis de eficiência energética relativa (NEER) para cada um dos *campi*, e como pode ser visto para o CACAM, o modelo de DEA escolhido para a determinação dos IEER dos agrupamentos é mais exigente que o utilizado para os índices gerais, e, por essa razão, esse modelo será utilizado para a determinação das metas para o aumento da eficiência energética.

O CAANG e o CACAM apresentaram o melhor e o pior IEER nos agrupamentos, respectivamente, e após a classificação em NEE, pôde-se determinar que nove dos *campi* possuem nível A de eficiência energética; um, nível B; dois, nível C; quatro, nível D; e um, nível E. Analisando-se ainda a diferença dos cenários de 2016 e 2017, pôde-se analisar a variação dos IEER e constatar que em cinco dos *campi* os NEE pioraram (destacados em vermelho),



IFPI: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí.

Figura 4 – Análise de demanda do Prédio A do *Campus* Teresina Central, de setembro de 2015 a agosto de 2017.



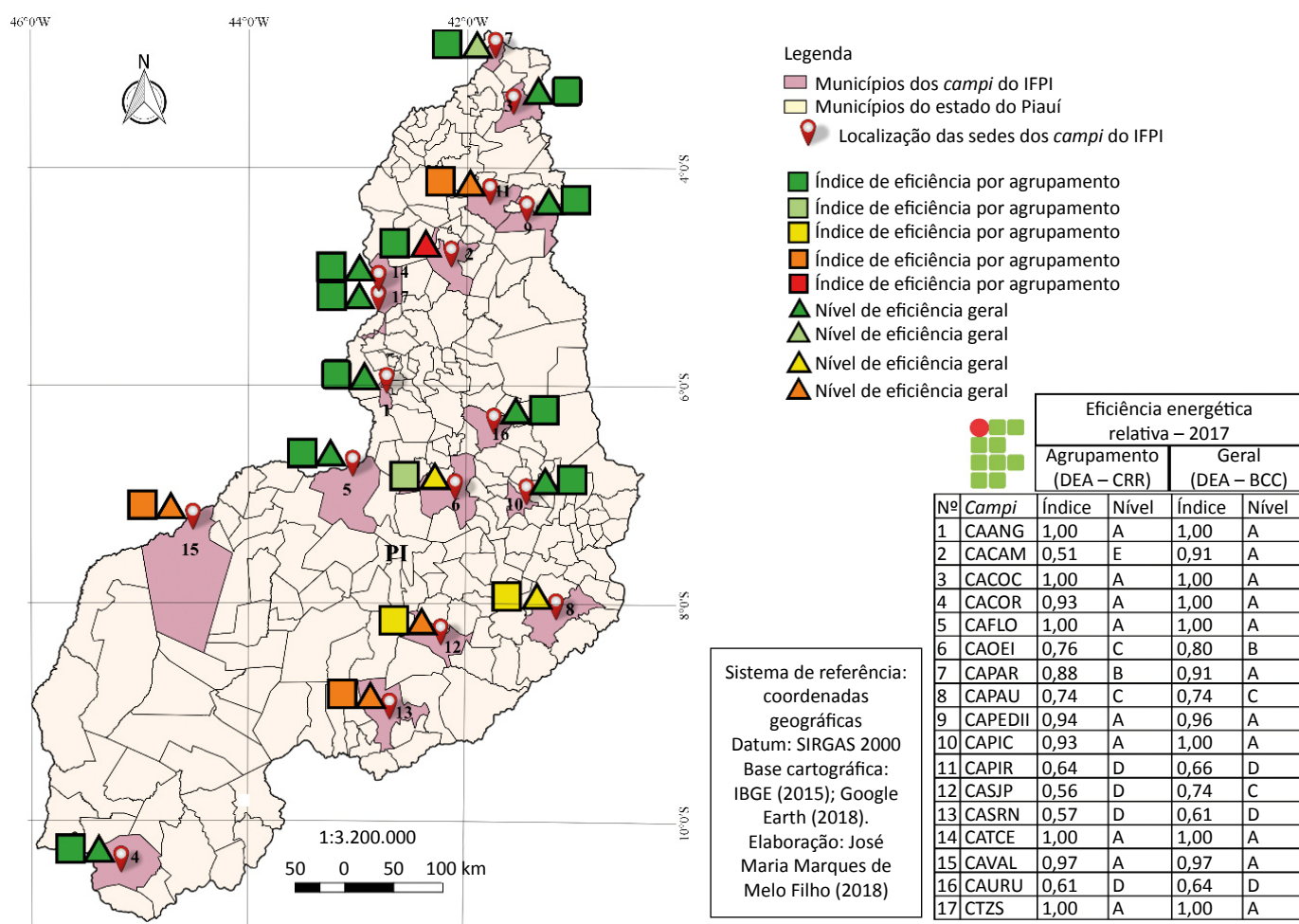
DEA: Análise Envoltória de Dados; BBC: Banker, Charnes e Cooper; CCR: Charnes, Cooper e Rhodes.

Figura 5 – Análise envoltória de dados das componentes principais dos *inputs* e dos *outputs*.

em quatro melhoraram (destacados em verde) e em sete continuaram no mesmo patamar, conforme Figuras 7A e 7B, destacando-se que não se pôde fazer essa análise com relação ao *Campus* de Floriano (CAFLO), porque o índice em 2016 não pôde ser determinado.

Na Figura 8A, é apresentada a contagem dos *campi* por NEER, no ano de 2017, nos agrupamentos, e na Figura 8B, é destacado, por meio do CACAM, como a redução dos insumos (modelo orientado a *inputs*) e o aumento dos produtos (modelo orientado a *outputs*)

podem levar às DMU ineficientes ao índice A de eficiência energética relativa e atingir a curva de eficiência. Importante perceber que existe mais de um caminho para a DMU tornar-se eficiente (alguns mais curtos que outros) e, de acordo com o tipo de orientação, a distância da DMU à curva de eficiência determina o índice de eficiência, explicando, por exemplo, porque o CACAM possui um nível E de EER no agrupamento (Modelo CCR orientado a *inputs*) e nível A de EER no geral (Modelo BCC orientado a *inputs*), conforme a Figura 6.



IFPI: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí; DEA: Análise Envoltória de Dados; CCR: Charnes, Cooper e Rhodes; BCC: Banker, Charnes e Cooper; CAANG: *Campus* de Angical; CACAM: *Campus* de Campo Maior; CACOC: *Campus* de Cocal; CACOR: *Campus* de Corrente; CAFLO: *Campus* de Floriano; CAOEI: *Campus* de Oeiras; CAPAR: *Campus* de Parnaíba; CAPAU: *Campus* de Paulistana; CAPEDII: *Campus* de Pedro II; CAPIC: *Campus* de Picos; CAPIR: *Campus* de Piripiri; CASJP: *Campus* de São João do Piauí; CASRN: *Campus* de São Raimundo Nonato; CATCE: *Campus* Teresina Central; CAVAL: *Campus* de Valença do Piauí; CAURU: *Campus* de Uruçui; CTZS: *Campus* Teresina Zona Sul.

Figura 6 – Índices de eficiência energética relativa e níveis de eficiência energética relativa dos *campi* do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, geral e no agrupamento.

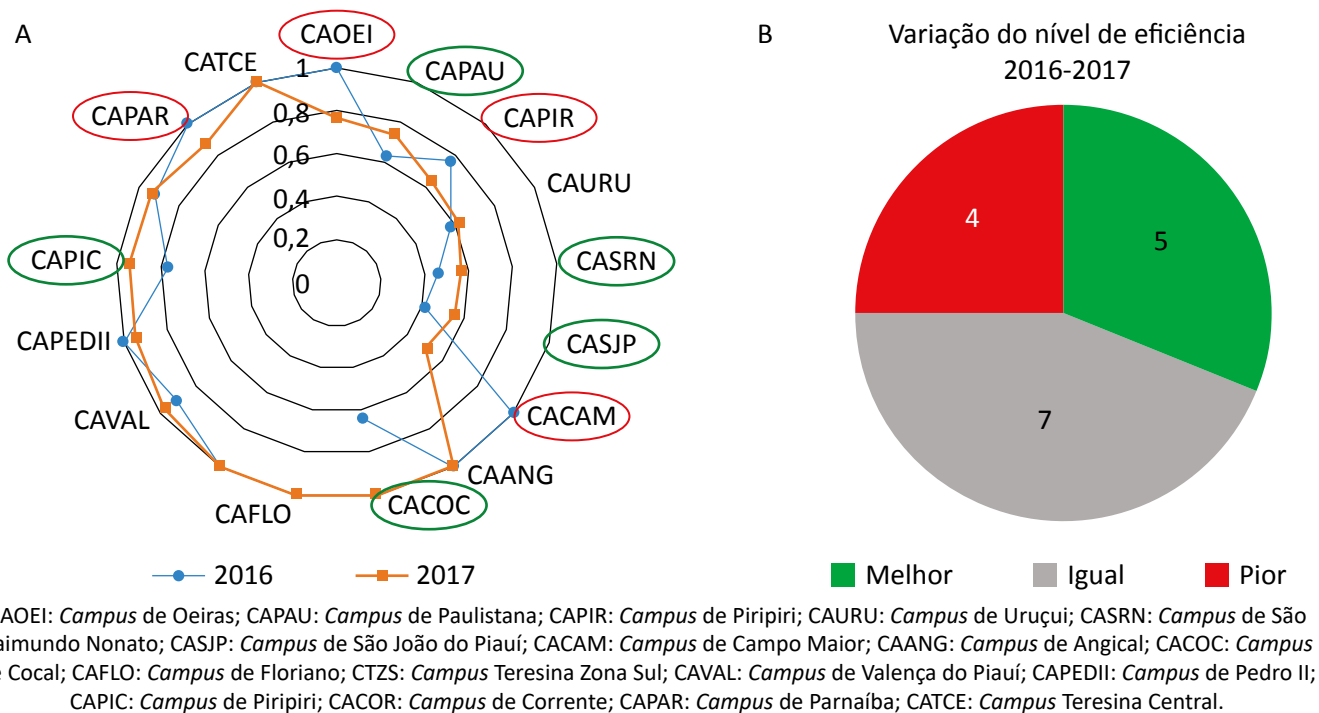


Figura 7 – Índices de eficiência energética relativa dos campi do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí nos anos de 2016 e 2017.

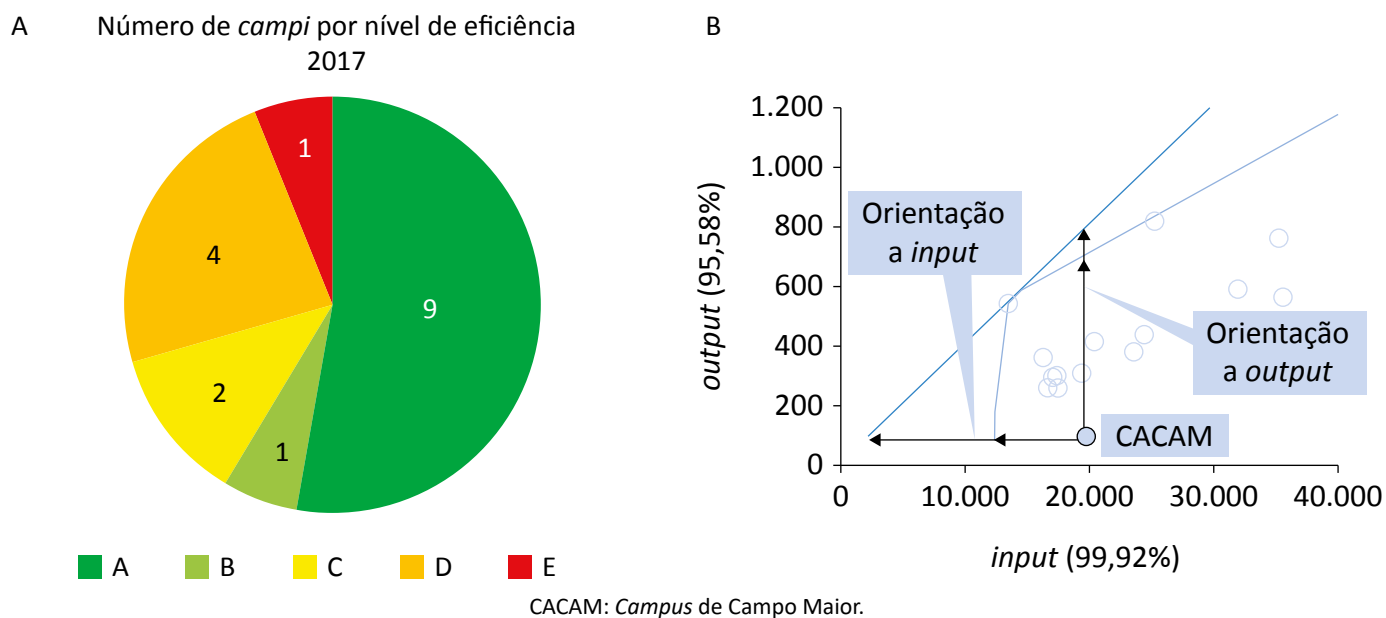


Figura 8 – Número de campi do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí por níveis de eficiência energética relativa no ano de 2017 e análise envoltória de dados orientada a *inputs* e *outputs*.

Ademais, conforme mostrado na Tabela 2, puderam-se estabelecer, para os *campi* com IEER diferente de um, metas para redução dos insumos e aumento dos produtos, cujos indicadores foram definidos na Tabela 1, considerando-se os índices da Figura 6. Utilizaram-se novamente as medições de uso de energia e ensino nos anos de 2016 e 2017 em uma DEA com o Modelo BCC, que resultará no aumento dos níveis de eficiência

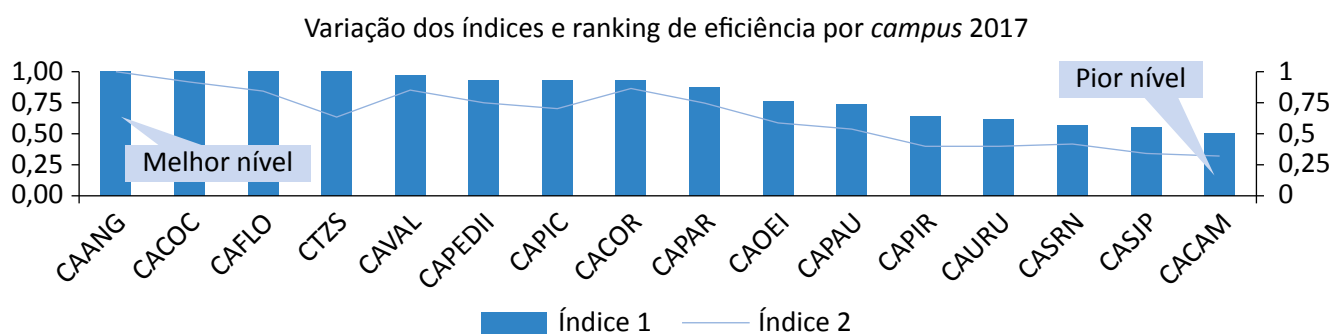
energética e na diminuição dos custos e das emissões de CO₂, caso as metas sejam atingidas.

Por fim, conforme mostrado na Figura 9, puderam-se utilizar os IEER (índice 1) e a fronteira invertida da DEA (índice 2) para ranquear os *campi* (considerando o maior agrupamento) e definir os melhores e os piores níveis, parâmetros que também podem ser bastante úteis em uma estratégia de *benchmarking*.

Tabela 2 – Metas de redução dos *inputs* e aumento dos *outputs* para atingir a curva de eficiência.

<i>Campi</i>	Metas de redução dos insumos				Metas de aumento dos produtos			
	X1 (%)	X2 (%)	X3 (%)	X4 (%)	Y8	Y9	Y10	Y11
CACAM	49	50	55	54	125	89	0	0
CASJP	44	44	57	48	215	141	307	36
CASRN	47	43	47	43	233	173	236	41
CAURU	39	43	41	39	437	150	241	72
CAPIR	50	54	44	36	348	164	263	121
CAPAU	26	26	32	31	98	87	352	65
CAOEI	24	24	41	24	79	69	276	54
CAPAR	20	15	12	12	84	119	87	8
CACOR	7	7	7	11	141	25	177	14
CAPIC	33	15	26	7	425	33	88	7
CAPEDII	6	6	10	6	84	17	136	68
CAVAL	3	11	8	3	12	76	385	8

CACAM: *Campus* de Campo Maior; CASJP: *Campus* de São João do Piauí; CASRN: *Campus* de São Raimundo Nonato; CAURU: *Campus* de Uruçui; CAPIR: *Campus* de Piriipiri; CAPAU: *Campus* de Paulistana; CAOEI: *Campus* de Oeiras; CAPAR: *Campus* de Parnaíba; CACOR: *Campus* de Corrente; CAPIC: *Campus* de Piriipiri; CAPEDEII: *Campus* de Pedro II; CAVAL: *Campus* de Valença do Piauí.



CAANG: *Campus* de Angical; CACOC: *Campus* de Cocal; CAFLO: *Campus* de Floriano; CTZS: *Campus* Teresina Zona Sul; CAVAL: *Campus* de Valença do Piauí; CAPEDEII: *Campus* de Pedro II; CAPIC: *Campus* de Piriipiri; CACOR: *Campus* de Corrente; CAPAR: *Campus* de Parnaíba; CAOEI: *Campus* de Oeiras; CAPAU: *Campus* de Paulistana; CAPIR: *Campus* de Piriipiri; CAURU: *Campus* de Uruçui; CASRN: *Campus* de São Raimundo Nonato; CASJP: *Campus* de São João do Piauí; CACAM: *Campus* de Campo Maior.

Figura 9 – Ranking dos *campi* com base nos índices de eficiência energética relativa e na fronteira invertida da análise envoltória de dados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Por meio do método dedutivo, esta pesquisa comprovou as conclusões previamente induzidas que afirmavam que o IFPI não está gerenciando corretamente o uso de energia elétrica, uma vez que 4,3% do valor pago para a concessionária de energia local, no período de julho de 2016 a junho de 2017, é composto de perdas que totalizam um valor maior que todo o valor gasto individualmente com energia elétrica em oito dos 17 *campi* da instituição e poderiam ser facilmente evitadas com a atuação de um sistema de gestão energética. Entretanto, pôde-se comprovar que o desenvolvimento de pesquisas na área de eficiência energética pode trazer impactos positivos para a gestão do uso de energia em IES.

Faturas de energia elétrica podem ser utilizadas no diagnóstico energético de IES *multicampi*, permitindo a identificação de centros de custo (perdas evitáveis, custos gerenciáveis e outros) e destacando os *campi* que possuem as maiores e as menores contribuições para essas despesas. Além disso, conforme pôde ser visto nas Figuras 2 e 3, as composições percentuais dos custos em todos os *campi* podem direcionar prioridades de investimentos em projetos de eficiência energética quanto ao objeto e ao *campus* onde o projeto deve ser executado, priorizando o maior benefício para a instituição.

Uma matriz de indicadores ambientais utilizando o modelo PSR pode ser elaborada para caracterizar todos os *campi* das IES (Tabela 1), possibilitando, por meio da estatística multivariada, o agrupamento dos *campi* semelhantes e a elaboração de índices que representem

os insumos e os produtos (ensino e de uso de energia, respectivamente) que podem ser utilizados em uma análise de produtividade e eficiência, sobretudo no uso da energia, conforme a metodologia apresentada. Ainda utilizando esses dados, os modelos tradicionais da DEA (CCR e BCC) podem ser utilizados para a determinação de índices, níveis e *rankings* de EER em nível geral e para os agrupamentos (Figura 6), além de metas para a redução do consumo e demanda e energia ou aumento dos indicadores de ensino em IES *multicampi*, que devem ser estimuladas simultaneamente (Tabela 2).

Utilizando o *benchmarking*, pode-se utilizar essa metodologia para ranquear os *campi* das IES (Figura 9) e monitorar o uso da energia em vários ciclos de medição, estimulando a melhoria contínua desse aspecto ambiental (Figura 7), objetivo principal de um sistema de gestão energética, além de contribuir para a Agenda 2030. Espera-se que os resultados desta pesquisa também tenham impactos positivos no desempenho ambiental das IES e promovam a sensibilização da comunidade acadêmica às questões ambientais, tendo em vista que o uso de energia é somente um dos aspectos ambientais gerenciáveis, estimulando o desenvolvimento das IES como espaços educadores sustentáveis.

Ademais, pretende-se estimular a introdução de outras instituições nos estudos para que a metodologia proposta possa ser utilizada como referência de *benchmarking* na gestão energética de todas as IES. E, por fim, dada a flexibilidade das técnicas sugeridas, espera-se, ainda, que essa estratégia seja aplicável a outras organizações *multisite* e a outros aspectos ambientais.

REFERÊNCIAS

- ANGULO MEZA, L.; BIONDI NETO, L.; SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G. ISYDS – *Integrated System for Decision Support (SIAD – Sistema Integrado de Apoio à Decisão)*: a software package for data envelopment analysis model. *Pesquisa Operacional*, v. 25, n. 3, p. 493-503, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-74382005000300011>
- AVELAR, S.; VASCONCELOS, C.; MANSUR, K.; ANJOS, S.; VASCONCELOS, G. Targeting Sustainability Issues at Geosites: a Study in Região dos Lagos, Rio de Janeiro, Brazil. *Geoheritage*, v. 10, n. 1, p. 1-9, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s12371-016-0212-1>
- BAKAR, N. N. A.; HASSAN, M. Y.; ABDULLAH, H.; RAHMAN, H. A.; ABDULLAH, M. P.; HUSSIN, F.; BANDI, M. Energy efficiency index as an indicator for measuring building energy performance: A review. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, v. 44, p. 1-11, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.12.018>

- BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some models for estimating technical scale inefficiencies in data envelopment analysis. *Management Science*, v. 30, n. 9, p. 1078-1092, 1984. <https://doi.org/10.1287/mnsc.30.9.1078>
- BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W.; SWARTS, J.; THOMAS, D. A. An Introduction to Data Envelopment Analysis with Some of its Models and Their Uses. In: CHAN, J. L.; PATTON, J. M. (Orgs.). *Research in Governmental and Nonprofit Accounting*, v. 5, p. 125-163, 1989.
- BOFF, L. *Sustentabilidade: o que é – o que não é*. Petrópolis: Vozes, 2017.
- BRAMBILA, A.; FLOMBAUM, P. Comparison of environmental indicator sets using a unified indicator classification framework. *Ecological Indicators*, v. 83, p. 96-102, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.023>
- BRASIL. Ministério da Educação e Cultura. *REUNI: Expansão*. Brasília: Ministério da Educação e Cultura, 2010. Disponível em: <http://reuni.mec.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=100&Itemid=81>. Acesso em: 9 nov. 2016.
- BRUNDTLAND, G. H. *Our Common Future: The World Commission on Environment and Development*. Oxford: Oxford University Press, 1987.
- CABELLO, J.; NAVARRO-JURADO, E.; RODRÍGUEZ, B.; THIEL-ELLUL, D.; RUIZ, F. Dual weak-strong sustainability synthetic indicators using a double reference point scheme: the case of Andalucía, Spain. *Operational Research*, p. 1-26, 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s12351-018-0390-5>
- CENTRO DE PESQUISA ENERGÉTICA (CEPEL). *Guia para eficientização energética nas edificações públicas*. Versão 1. Rio de Janeiro: CEPEL, 2014.
- CHARNES, A.; COOPER, W. W.; RHODES, E. Measuring the efficiency of decision-making units. *European Journal of Operational Research*, v. 2, n. 6, p. 429-444, 1978. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(78\)90138-8](https://doi.org/10.1016/0377-2217(78)90138-8)
- CHEN, Y.; LIU, B.; SHEN, Y.; WANG, X. The energy efficiency of China's regional construction industry based on the three-stage DEA model and the DEA-DA model. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 20, n. 1, p. 34-47, 2016. <https://doi.org/10.1007/s12205-015-0553-3>
- DARAIO, C.; KERSTENS, K.; NEPOMUCENO, T.; SICKLES, R. C. Productivity and Efficiency Analysis Software: An Exploratory Bibliographical Survey of the Options. *IÉSEG Working Paper Series*, v. 5, 2017.
- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). *Brazilian Energy Balance*. Brasília: EPE, 2017.
- EMROUZNEJAD, A.; YANG, G. A survey and analysis of the first 40 years of scholarly literature in DEA: 1978-2016. *Socio-Economic Planning Sciences*, v. 61, p. 4-8, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.seps.2017.01.008>
- ENTANI, T.; MAEDA, Y.; TANAKA, H. Dual models of interval DEA and its extensions to interval data. *European Journal of Operational Research*, v. 136, n. 1, p. 32-45, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217\(01\)00055-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0377-2217(01)00055-8)
- FERREIRA, R. F. Sustentabilidade: o empoderamento social e a educação ambiental em uma perspectiva Soft Law. In: FERREIRA, R. F.; JESUS JÚNIOR, G. (Orgs.) *Direito Ambiental: Diálogos interdisciplinares*. Itabuna: A5, 2016.
- FLORES, S. S.; MEDEIROS, R. M. V. A dimensão territorial da sustentabilidade. In: SAQUET, M. A. (Org.) *Estudos territoriais na ciência geográfica*. São Paulo: Outras Expressões, 2013.
- HÁK, T.; JANOUSKOVÁ, S.; MOLDAN, B. Sustainable Development Goals: a need for relevant indicators. *Ecological Indicators*, v. 60, p. 565-573, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.003>
- HAN, Y.; WEI, F.; YE, G.; YANG, S.; MA, P.; HU, W. A study on evaluation the marine carrying capacity in Guangxi Province, China. *Marine Policy*, v. 91, p. 66-74, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.02.003>

- HUANG, H.; CHEN, X.; ZHU, Z.; XIE, Y.; LIU, L.; WANG, X.; WANG, X.; LIU, K. The changing pattern of urban flooding in Guangzhou, China. *Science of the Total Environment*, v. 622-623, p. 394-401, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.358>
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). *World Energy Outlook 2017*. Paris: IEA, 2017.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). *Portaria nº 18, de 16 de janeiro de 2012*. Rio de Janeiro: INMETRO, 2012.
- _____. *Portaria nº 372, de 17 de setembro de 2010*. Rio de Janeiro: INMETRO, 2010.
- Jl, Y.; LEE, K. Data Envelopment Analysis. *The Stata Journal*, v. 10, n. 2, p. 267-280, 2010.
- KILKIS, S. Composite index for benchmarking local energy systems of Mediterranean port cities. *Energy*, v. 92, parte 3, p. 622-638, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.06.093>
- LIAO, C.; YUE, Y.; WANG, K.; FENSHOLT, R.; TONG, X.; BRANDT, M. Ecological restoration enhances ecosystem health in the karst regions of southwest China. *Ecological Indicators*, v. 90, p. 416-425, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.036>
- LIU, X.; LIU, H.; CHEN, J.; LIU, T.; DENG, Z. Evaluating the sustainability of marine industrial parks based on the DPSIR framework. *Journal of Cleaner Production*, v. 188, p. 158-170, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.271>
- MANLY, B. J. F. *Métodos estatísticos multivariados: uma introdução*. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2008.
- MARDANI, A.; ZAVADSKAS, E. K.; STREIMIKIENE, D.; JUSOH, A.; KHOSHNOUDI, M. A comprehensive review of data envelopment analysis (DEA) approach in energy efficiency. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 70, n. c, p. 1298-1322, 2017.
- MELO, A. P.; CÓSTOLA, D.; LAMBERTS, R.; HENSEN, J. L. M. Assessing the Accuracy of a Simplified Building Energy Simulation Model using Bestest: The case study of Brazilian Regulation. *Energy and Buildings*, v. 45, p. 219-228, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.11.007>
- NEZ, E. Os dilemas da Gestão de Universidades Multicampi no Brasil. *Revista Gestão Universitária na América Latina*, Florianópolis, v. 9, n. 2, p. 131-153, 2016. <https://doi.org/10.5007/1983-4535.2016v9n2p131>
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Environmental indicators Development, Measurement and Use*. Paris: OECD, 2003.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Plataforma Agenda 2030: acelerando as transformações para a Agenda 2030 no Brasil*. Nova York: ONU, 2015a. Disponível em: <<http://www.agenda2030.com.br>>. Acesso em: 24 abr. 2018.
- _____. *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. Nova York: ONU, 2015b.
- PÉREZ-LOMBARD, L.; ORTIZ, J.; VELÁZQUEZ, D. Revisiting energy efficiency fundamentals. *Energy Efficiency*, Sevilha, v. 6, n. 2, p. 239-254, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12053-012-9180-8>
- RACINE, J. S. RStudio: A Platform-Independent IDE for R and Sweave. *Journal of Applied Econometrics*, v. 27, n. 1, p. 167-172, 2012. <https://doi.org/10.1002/jae.1278>
- RÊGO, V. R. *100 Fatos de uma escola centenária*. Teresina: IFPI, 2015.
- SENNÁ, A. J. T.; ALVES, R. R.; SANTOS, N. R. Z.; COSTA, F. L. Determinação do índice de risco ambiental das instalações de uma unidade de uma instituição federal multicampi de ensino superior. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Digital*, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 555-565, 2014. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117012651>

SILVA, O. A. V. O. L.; BARBOSA, F. R.; SANTOS, F. F. P. *Viabilidade técnico-econômica da eficiência energética em edificações*. Curitiba: Prismas, 2017.

SILVA, O. A. V. O. L.; MORAIS, F. H. M.; LEITE, C. S.; CARDOSO, J. R. A.; SOUSA, W. V. C. Use of Energy Bills for Energy Management in Multicampi Universities. *Revista Espacios*, Caracas, v. 38, n. 12, p. 20, 2017.

SILVA, O. A. V. O. L.; SANTOS, F. F. P.; BARBOSA, F. R.; LEITE, C. S. Electricity Use Management based on International Protocol: A proposal for UFPI, Brazil. *Revista Espacios*, Caracas, v. 37, n. 11, p. 26, 2016.

SILVA, O. A. V. O. L.; SANTOS, F. F. P.; BARBOSA, F. R.; LEITE, C. S. Etiquetagem de Edificações Comerciais, Públicas e de Serviços: Um retrato da (in)eficácia do programa no Piauí. *Carta CEPRO*, Teresina, v. 27, p. 43-54, 2015.

SUNDIN, E.; NÄSSLANDER, E.; LELAH, A. Sustainability Indicators for Small and Medium-sized Enterprises (SMEs) in the Transition to Provide Product-Service Systems (PSS). *Procedia CIRP*, v. 30, p. 149-154, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2015.02.155>

WANG, X.; LI, Z.; MENG, H.; WU, J. Identification of key energy efficiency drivers through global city benchmarking: A data driven approach. *Applied Energy*, v. 190, p. 18-28, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.111>

WONG, I. L.; KRÜGER, E. Comparing energy efficiency labelling systems in the EU and Brazil: Implications, challenges, barriers and opportunities. *Energy Policy*, v. 109, p. 310-323, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2017.07.005>

YAMADA, Y.; MATUI, T.; SUGIYAMA, M. New analysis of efficiency based on DEA. *Journal of the Operations Research Society of Japan*, v. 37, n. 2, p. 158-167, 1994.



EXTRACTION AND CHARACTERIZATION OF BIOPOLYMERS FROM EXOSKELETON RESIDUES OF THE AMAZON CRAB *DILOCARCINUS PAGEI*

EXTRAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE BIOPOLÍMEROS DE RESÍDUOS DO EXOSQUELETO DE CARANGUEJO AMAZÔNICO *DILOCARCINUS PAGEI*

Ana Gracy Oliveira Ribeiro 

MSc. in Science and Technology for Amazon Resources, Exact Sciences and Technology Institute of Itacoatiara, at Universidade Federal do Amazonas (UFAM) – Itacoatiara (AM), Brazil.

Márcia Loyana Pedreno Viana 

Graduate Student in Science and Technology for Amazon Resources, Exact Sciences and Technology Institute of Itacoatiara at UFAM – Itacoatiara (AM), Brazil.

Gustavo Yomar Hattori 

Associate professor at the Exact Sciences and Technology Institute of Itacoatiara, at UFAM – Itacoatiara (AM), Brazil.

Vera Regina Leopoldo Constantino 

Professor at the Chemistry Institute of Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brazil.

Gustavo Frigi Perotti 

Assistant professor at the Exact Sciences and Technology Institute of Itacoatiara, at UFAM – Itacoatiara (AM), Brazil.

Corresponding address:

Gustavo Frigi Perotti – Rua Nossa Senhora do Rosário, 3,863 – Tiradentes – CEP 69103-128 – Itacoatiara (AM), Brazil – E-mail: gustavoperotti@ufam.edu.br

Received on: 10/15/2018

Accepted on: 12/04/2018

ABSTRACT

Chitin is the second most abundant biopolymer worldwide and is found in a large variety of animals. Besides shrimps, other species possess significant chitin contents in their external non-edible fraction, thus allowing them to be also economically viable sources of this macromolecule. According to mass-loss evaluation of crab residues, 78.4% of the mass is comprised of CaCO_3 and 21.6% associated to the organic phase. The chitin content found was 8.0% of the residue's initial mass and after the deacetylation step, the average chitosan yield was 5.0% of the initial residue mass. The thermal decomposition profiles of obtained chitin and chitosan samples were characteristic of biopolymers, exhibiting non-oxidative (190–360°C) and oxidative (340–670°C) events of mass loss. Vibrational spectroscopic analysis showed that the degrees of deacetylation of the obtained chitosan samples were time-dependent and between 68.4 and 81.9%.

Keywords: Crustacea; Trichodactylidae; chitosan; chitin; degree of deacetylation.

RESUMO

Quitina é o segundo biopolímero mais abundante no mundo e é encontrada em ampla gama de animais. Além dos camarões, outras espécies possuem conteúdo significativo de quitina em suas frações externas não comestíveis e também podem ser considerados como fontes economicamente viáveis. A avaliação de perda de massa dos resíduos do caranguejo revela que 78,4% da massa é composta de CaCO_3 e 21,6% associam-se à fase orgânica. O total de quitina encontrado foi de 8% da massa inicial de resíduo, e após a desacetilação o rendimento foi de 5% da massa inicial. Os perfis de decomposição térmica das amostras poliméricas obtidas apresentaram características de biopolímeros, exibindo eventos não oxidativos (190–360°C) e oxidativos (340–670°C) de perda de massa. Os resultados da espectroscopia vibracional revelam que os graus de desacetilação obtidos para amostras de quitosana dependeram do tempo de reação e estiveram entre 68,4 e 81,9%.

Palavras-chave: Crustacea; Trichodactylidae; quitosana; quitina; grau de desacetilação.

INTRODUCTION

The freshwater crab *Dilocarcinus pagei* Stimpson, 1861, is a species abundantly found in South America, especially in Amazon (MAGALHÃES *et al.*, 2016) and, despite the wide availability of this species in the region, it has not been commercially explored on a large scale. This crab is marketed in the Pantanal region as live bait, promoting a local income for the riverside communities, and it is ruled by the state laws (MATO GROSSO DO SUL, 2011a; 2011b). However, it should be considered an important source of alternative income in the future, since the species has a promising potential to be explored, especially in the food industry as a flavoring agent (COSTA, 2015).

In general, the crab's meat is the most economically important part of this animal, particularly when considering its applications in the food segment (YEO *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2018). However, the edible content of a large number of crab species is considerably smaller than the non-edible parts, such as the exoskeleton, which is often discarded. Although from the environmental point of view there are no severe impacts associated with their disposal, the residues from the meat processing of crabs can be further processed in order to aggregate value to a wasted resource. In this sense, traditionally non-edible parts have been used for elaborating flavoring products (MATOS, 2005) and obtaining chitin and chitosan (YOUNES; RINAUDO, 2015; KUMARI *et al.*, 2017).

Chitin, after cellulose, is the most abundant biopolymer found in biomass (RINAUDO, 2006). Conventionally, chitin is produced by a range of marine animals, mainly crabs and shrimps from food production (YOUNES; RINAUDO, 2015) but is also found in insects (KAYA *et al.*, 2015), fungi (WU *et al.*, 2005), and algae (CAMPANA-FILHO *et al.*, 2007). In crustaceans, chitin is associated with the other

constituents of the exoskeleton as inorganic materials, mainly calcium carbonate (CaCO₃), and organic materials such as proteins, lipids and pigments (CAMPANA-FILHO *et al.*, 2007; KUMARI *et al.*, 2017). The typical isolation of this biopolymer is achieved through chemical processing by employing acidic and alkaline solutions to remove the inorganic content and non-polymeric organic species. Subsequently, chitin is converted into another polymer of superior commercial interest through another chemical process called *deacetylation*, in which chitosan is obtained (YEN; YANG; MAU, 2009; LIU *et al.*, 2017; SAHARIAH; MÁSSON, 2017). Chitin and its chitosan derivative have peculiar characteristics and properties (biocompatibility, biodegradability, non-toxicity and biological activities), which yields multiple applications in the pharmaceutical, cosmetic, dermatological, biomaterial and agricultural industries (RINAUDO, 2006; LARANJEIRA; FÁVERE, 2009; MENDES *et al.*, 2011; CHIAPPISI; GRADZIELSKI, 2015; HAMED; ÖZOGUL; REGENSTEIN, 2016).

Most of the studies focused on extracting and obtaining chitin and chitosan from natural resources have employed marine crustaceans (AL-SAGHEER *et al.*, 2009; VÁZQUEZ *et al.*, 2013; BARON *et al.*, 2017), and few studies reported in the literature using freshwater crab species (BOLAT *et al.*, 2010), especially from the Amazon region. According to Costa (2015), the meat yield of the *Dilocarcinus pagei* crab is around 12% and the body's remains are mainly composed of exoskeleton, which is considered a waste of meat processing. Therefore, the present study shows the chemical processing of external residues of *D. pagei* crab and the physicochemical characterization of the isolated intermediate materials and chitin and chitosan samples.

MATERIALS AND METHOD

Chitin extraction and chitosan production were previously optimized and followed the steps of pre-treat-

Pre-treatment

The exoskeletons of crabs used in this study were supplied by the Zoology Laboratory from Exact Sciences and Technology Institute (ICET) of the Federal University of Amazonas (UFAM). Around 700 g of crab residues were washed manually and later oven

dried at 70°C for 5 hours. Then, the dried material was mechanically ground in a domestic blender and later passed through a 120 mesh sieve to discard coarse particles. All of the following steps were previously optimized.

Demineralization of crab residues

The step of removing the mineral content was performed using 0.50 mol L⁻¹ HCl (Kinetic) solution for 30 minutes. A ratio of 1:40 (residue mass (g)/acid solution (mL)), was employed and the materials were kept under constant mechanical stirring at room temperature after contact.

Deproteinization of the organic remnant

Demineralized material was added to a 1.0 mol L⁻¹ NaOH (Cinética) solution and the experiments were carried out using a 1:30 (m/v) ratio, with a reaction time of 24 hours, employing continuous mechanical stirring and constant temperature of 70°C after mixing

Chitin depigmentation

The deproteinized material was added to a 0.14 mol L⁻¹ NaClO (Brilux) solution using a 1:25 (m/v) ratio, and the mixture was stirred mechanically for 8 hours at 40°C after contact. Subsequently, the mixture was filtered and the solid obtained was washed with distilled water un-

Subsequently, the mixture was filtered and the solid obtained was washed with distilled water until near-neutral pH values were obtained. Thereafter, the material obtained was oven dried at 70°C for 5 hours, and the resulting solid was labeled DM1.

the materials. Later, the mixture was filtered and the solid obtained was washed with distilled water up to near-neutral pH values. Thereafter, the material was oven dried at 70°C for 5 hours, and the resulting solid labeled DP2.

til neutrality was achieved and to the point where the presence of chloride anions were no longer detected after mixing with dilute silver nitrate (Labimpex) solution. Then, the chitin obtained was oven dried at 40°C for 12 hours, and the resulting solid labeled QT3.

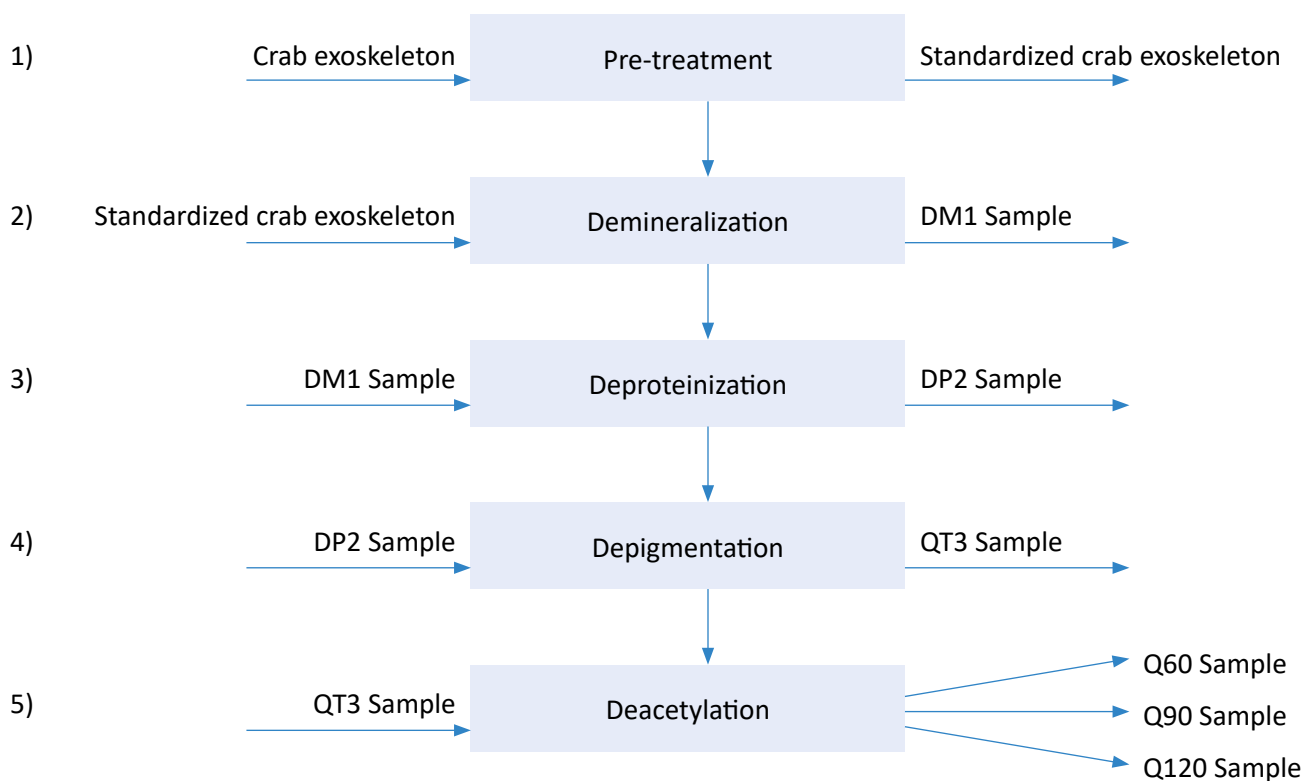


Figure 1 – Flowchart of chitin extraction and chitosan production.

Chitin deacetylation

Chitin deacetylation was carried out using a 10 mol L⁻¹ NaOH solution at 105°C under constant mechanical stirring and reaction times of 60, 90 and 120 minutes, with a ratio of 1:40 (m/v) in all cases. After completing the reaction, the obtained solid phase was filtered and

Statistical analysis

Each step of the experimental procedure was performed in triplicate. The yield of the individual steps at the chitin production process was calculated using the initial mass of ground crab residues processed and the amount of chitin obtained. The chitosan yield was obtained from determining the final mass

Characterization

The obtained materials were analyzed by the X-ray diffraction (XRD) technique in a Rigaku diffractometer, model Miniflex, using 30 kV, 15 mA, variable slits and Ni filter. The step used was 0.03° s⁻¹ and the range analyzed (2θ) was 1.5 to 70°. The powdered samples were placed in glass sample holders to record their XRD patterns.

The thermogravimetric analysis (TGA) was recorded on a Netzsch TGA equipment, model STA 409 PC Luxx coupled to a QMS 403 C Aeolos mass spectrometer employing alumina crucible, synthetic airflow (50 mL min⁻¹) and temperature range from 30 to 1,000°C, with a heating rate of 10°C min⁻¹ and using a mass of 15 mg per sample.

The Fourier Transform Infrared (FTIR) spectra were recorded in a Bomem-Michelson FTIR spectrometer, model MB-102, in the 4,000 to 400 cm⁻¹ region, with accumulation of 64 spectra for each sample. Spectra were obtained using pellets prepared from chitin and chitosan samples dried for 12 hours at 40°C and

washed with distilled water until neutrality. The processing was finished after drying the material in an oven at 40°C for 6 hours, and the resulting solids were labeled Q60, Q90 and Q120, respectively, according to their reaction time.

in relation to The initial mass of chitin used in the deacetylation step. The data were statistically analyzed using Origin software (version 8.0). The chitosan mass data were submitted to analysis of variance (ANOVA), one-way, with significance level of $p < 0.05$.

KBr (Merck). About 2mg of sample were mixed with 98mg of previously dried KBr and the mixture homogenized in agate mortar. The blend was pressed into a hydraulic press to form a disk approximately 0.20 cm thick and then analyzed. Through the ratio between the amide band I absorbance at 1655 cm⁻¹ and the hydroxyl band at 3450 cm⁻¹, the degree of deacetylation (DD) of the obtained chitosan samples was calculated, as shown in Equation 1 (CANELLA; GARCIA, 2001):

$$DD = (A_{1655} / A_{3450}) \cdot 100 / 1.33 \quad (1)$$

In which:

A₁₆₅₅ = absorbance at 1,655 cm⁻¹;

A₃₄₅₀ = absorbance at 3,450 cm⁻¹;

1.33 = constant representing A₁₆₅₅ / A₃₄₅₀ ratio for completely N-acetylated chitin samples.

RESULTS AND DISCUSSION

After the crab residues' reaction with the 0.50 mol L⁻¹ HCl solution, it was observed that the DM1 sample had a mass reduction of 71.3% of inorganic content extracted from the initial mass and about 28.7% average yield of demineralized material. Hence, it can be observed that the exoskeleton of *D. pagei* crab has a high mineral content in its structural composition. Depending on the species of crustaceans and the local they are found,

the structural constitution of the exoskeleton can present different amounts of inorganic (mainly CaCO₃) and organic compounds (lipids, proteins and chitin). Percot, Viton and Domard (2003) reported the optimization of the shrimp exoskeleton demineralization process using 0.25 mol L⁻¹ HCl solution and a reaction time of 15 minutes. However, these conditions were not optimized for the *D. pagei* crab since there is a greater

amount of CaCO_3 in its exoskeleton, requiring a higher acid content to remove the inorganic fraction. Owing to this greater amount of carbonate, it is necessary not only to increase the amount of acid but also the reaction time, since not all CaCO_3 reacts readily with HCl due to the high compaction of its biological structure.

By doubling the acid concentration and the reaction time, a mass reduction of 71.3% of the initial crab residue was observed, and this result shows that the exoskeleton of this studied species has a high mineral content. A similar result was reported by Oliveira and Nunes (2011), who found in the residues of the mangrove crab *Ucides cordatus* 61.2% of inorganic content from the initial mass. The same authors also affirm that the high mineral content is one of the factors that difficult the demineralization process needed in order to obtain chitin. The mineral percentage found in the present study is relatively higher in relation to the results reported in the literature for the exoskeleton of other species of crustaceans. Younes *et al.* (2014) found a percentage of 35.3% of inorganic constituents for *Metapenaeus monoceros* prawn. It should be emphasized that the different values of mineral content reported in other studies may be directly related to the species, genera and seasonality of each one, which may justify the different experimental conditions employed in other studies (AL-SAGHEER *et al.*, 2009; ARBIA *et al.*, 2013).

On the other hand, alkali treatment of the demineralized material (DM1), the DP2 sample showed a mass reduction of 51.3% in relation to the initial amount of demineralized material, presenting an average yield of 48.7%. Considering the initial mass of crab residues, the results reveal that, initially, the *D. pagei* crab's residues contained 11.0% of lipids and proteins in their composition and 10.6% of deproteinized organic material, consisting essentially of pigments and polymeric material.

The percentage of lipids and proteins found in this study was also similar to those obtained by Oliveira and Nunes (2011) in the exoskeleton of the *U. cordatus* crab (13.2%). However, the percentage of protein and lipids found in this study is significantly lower when compared to those reported in the literature for different prawn species. Charoenvuttitham, Shi and Mittal (2006) and Benhabiles *et al.* (2012) found that the exoskeletons prawn of the *Penaeus monodon* and

Parapenaeus longirostris contained about 47.4 and 40.6%, respectively, of both biomolecules in their structural composition.

However, the contact of the demineralized sample with a 1.0 mol L^{-1} NaOH solution during the deproteinization stage was not enough to remove the pigments present in the structure of the crab's exoskeleton as evidenced by the dark brown color of the deproteinized material (image not shown). Commonly, the exoskeleton of crabs possesses a wide range of organic compounds, especially carotenoid pigments, such as astaxanthin (OGAWA *et al.*, 2007). Several procedures for removal of the non-polymeric organic content involving mainly oxidizing compounds, such as potassium permanganate and sodium hypochlorite (LIU *et al.*, 2012; KAYA; BARAN; KARAARSLAN, 2015) are described. It was observed that after the contact of the DP2 sample with NaClO solution, the resulting solid (QT3 sample) exhibited a light brown coloration (image not shown), evidencing the reduction of this organic fraction in the final material.

After the removal of the non-polymeric organic content, the sample is composed essentially of chitin. For this step, a final mass attributed to chitin of $3.77 \pm 0.05 \text{ g}$ was obtained starting from 5.00 g of deproteinized material for each replicate. Therefore, the mass of the DP2 sample showed a mass reduction of 22.8% when converted to the QT3 sample, and the mass lost is associated to the pigment decomposition and possibly partial fragmentation of chitin. Assuming that this reduction of mass is due exclusively to the removal of the pigments, the total percentage of pigments found in the crab residue was 2.6%. The total amount of chitin present in the exoskeleton of the crustaceans and the yield of the conversion process of chitin to chitosan varies depending on the species analyzed and the route of production employed (ARBIA *et al.*, 2013; KAYA *et al.*, 2014). Table 1 shows the percentages of chitin and chitosan found in this study and other reports for different species of crustaceans.

In the conversion process of chitin to chitosan, strong alkali concentration and temperature above 100°C are generally required. Since the reaction time determines the degree of deacetylation (DD), it was possible to obtain chitosan with different characteristics. From the statistical point of view, the data shown in Table 2 indicated that there was no difference ($F = 3.52$; $df = 2$;

p = 0.0975) between the mass values obtained using different lengths of reaction, thus not presenting a correlation between yield and time of reaction. Once again from this data, it was found that the chitosan produced represents 5.0% of the initial mass of crab residues. Therefore, the total chitin and chitosan content found for *D. pagei* crab has values close to those found for others crustaceans (HENNIG, 2009; BOLAT *et al.*, 2010; BILGIN; FIDANBAŞ, 2011; SANTOS; CIRILO; NUNES, 2011; BÖLGEN *et al.*, 2016; KAYA *et al.*, 2016).

For the chitosan samples obtained, no statistical differences were observed in their final masses, which were around 62.0% of the initial chitin mass employed in the deacetylation step. Hence, 8.0% of polymeric material in the form of chitin and 5.0% in the form of chitosan were obtained from the initial mass of *D. pagei* residues.

The XRD patterns of the solids from crab residues after each step (demineralization, deproteinization, depigmentation and deacetylation) performed under opti-

Table 1 – Percentages of chitin and chitosan found in the exoskeleton of different species of crustaceans.

Crustacean	Species	Chitin Content (%)	Obtained Chitosan (%)	Authors
Freshwater Crab	<i>Dilocarcinus pagei</i>	8.0	5.0	Present study
Freshwater Crab	<i>Potamon potamios</i>	6.83	4.65	BOLAT <i>et al.</i> , 2010
Freshwater Crab	<i>Potamon potamios</i>	7.80	5.86	BILGIN; FIDANBAŞ, 2011
Mangrove Crab	<i>Sesarma plicatum</i>	18.46	7.64*	SAKTHIVEL; VIJAYAKUMAR; ANANDAN, 2015
Blue Crab	<i>Callinectes sapidus</i>	12.1	9.20*	KAYA <i>et al.</i> , 2016
Blue Crab	<i>Callinectes sapidus</i>	11.73	9.12*	BÖLGEN <i>et al.</i> , 2016
Prawn	<i>Penaeus brasiliensis</i>	5.3	2.5	HENNIG, 2009
Shrimp	<i>Macrobachium jelskii</i>	5.9	5.06	SANTOS; CIRILO; NUNES, 2011

*Determined values from the data reported of the respective studies.

Table 2 – Chitosan yields obtained at different reaction times.

Chitin (g)	[NaOH] (mol L ⁻¹)	Time (min)	Chitosan (g)	Mass (g)	Sample name
1,000	10	60	0.657	0.64 ± 0.01	Q60
			0.620		
			0.635		
1,000	10	90	0.626	0.62 ± 0.01	Q90
			0.625		
			0.613		
1,000	10	120	0.604	0.61 ± 0.01	Q120
			0.616		
			0.614		

mized conditions are shown in Figure 2. This technique allows the visualization of the organizational level of the samples' constituents, offering a way to evaluate the impact of the process of inorganic and non-polymeric organic fractions removal in the final composition of the obtained materials. For the DM1 sample, diffraction peaks were found at (2θ) 9.3, 12.5, 19.3, 26.5 and 35.0°, which are characteristic of α -chitin phase (CAMPANA-FILHO *et al.*, 2007; AL-SAGHEER *et al.*, 2009).

For the deproteinized sample, DP2 diffraction peaks at (2θ) 9.3, 12.7, 19.3, 23.5, 26.5, 34.8 and 38.9° were observed. Comparing the XRD patterns of DM1 and DP2 samples, it can be observed that there were sig-

nificant differences between them, mainly related to the peaks' intensity and width. The differences observed between the diffraction patterns of deproteinized and demineralized (DM1) materials (DP2) can be explained by the fact that in the DM1 material, after the demineralization process, there was still a considerable amount of non-polymeric organic compounds that significantly interfere in the interaction among the chitin chains, preventing the appearance of several diffraction peaks, characteristic of the α -chitin phase. As a result, the presence of broader and less intense X-ray diffraction signals was observed for DM1 in comparison to the DP2 sample.

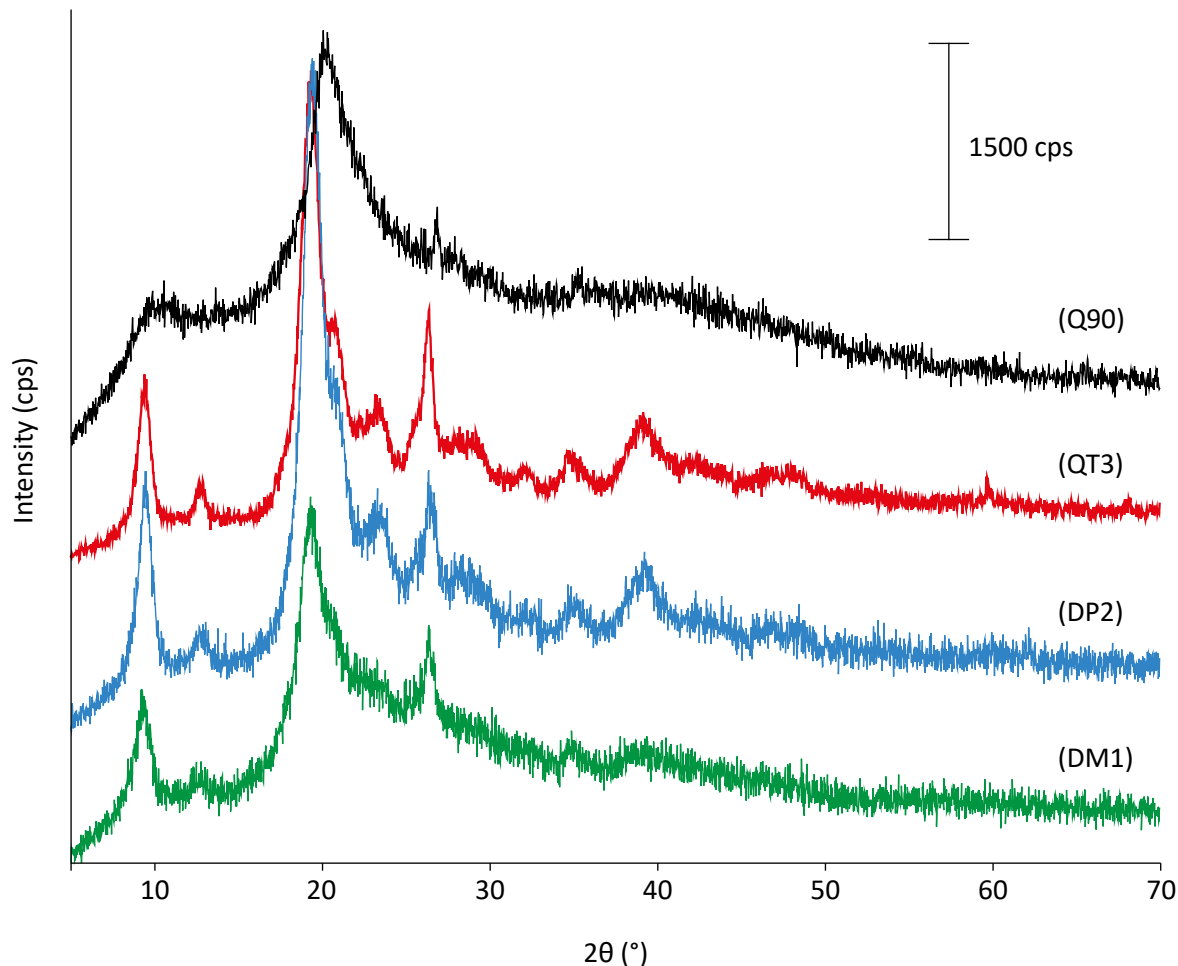


Figure 2 – X-ray diffraction (XRD) patterns of the materials obtained from crab residues: demineralized sample using 0.50 mol L⁻¹ solution of HCl for 30 min (DM1 - green); deproteinized sample using 1.0 mol L⁻¹ NaOH solution for 24 h (DP2 - blue); depigmented sample using 0.14 mol L⁻¹ NaClO solution for 8 h (QT3 - red) and deacetylated sample using 10 mol L⁻¹ NaOH solution for 90 minutes (Q90 - black).

For the QT3 sample, it was observed the presence of intense reflections at (2θ) 9.32 and 19.38° and less intense peaks at (2θ) 12.70, 23.45 and 26.37°. This is due to the removal of the pigment content in the deproteinized material alters positively on the extent of the interactions among the chitin chains, leading to greater crystallinity of the remaining polymer phase. The chitosan obtained through deacetylation process for 90 min (Q90) presented two peaks at (2θ) 10.12 and 20.11°, which were fewer, broader, and less intense than those obtained for α -chitin (QT3), indicating a lower level of crystallinity after the chemical treatment to produce chitosan. Chitosan, commonly a partially deacetylated derivative from chitin, still has many large acetyl side groups attached to the polymer chains which hinder the formation of a more organized struc-

ture (YUAN *et al.*, 2011). The diffraction peaks found in this study were close to those reported by Yen, Yang and Mau (2009) for chitosan obtained from the *Chionoecetes opilio* crab. In another report, Zhetcheva and Pavlova (2011) described that the chitosan obtained through the deacetylation step of chitin from a crab source (not informed the species) presented reflection peaks at (2θ) 10 and 20°. These values were also similar to those reported by Prashanth and Tharanathan (2007) who also attribute a semicrystalline structure to the chitosan obtained through deacetylation of chitin extracted from shrimp species.

The thermal decomposition profiles of the obtained samples were recorded using TGA technique (Figure 3). A first mass loss event can be observed for all analyzed

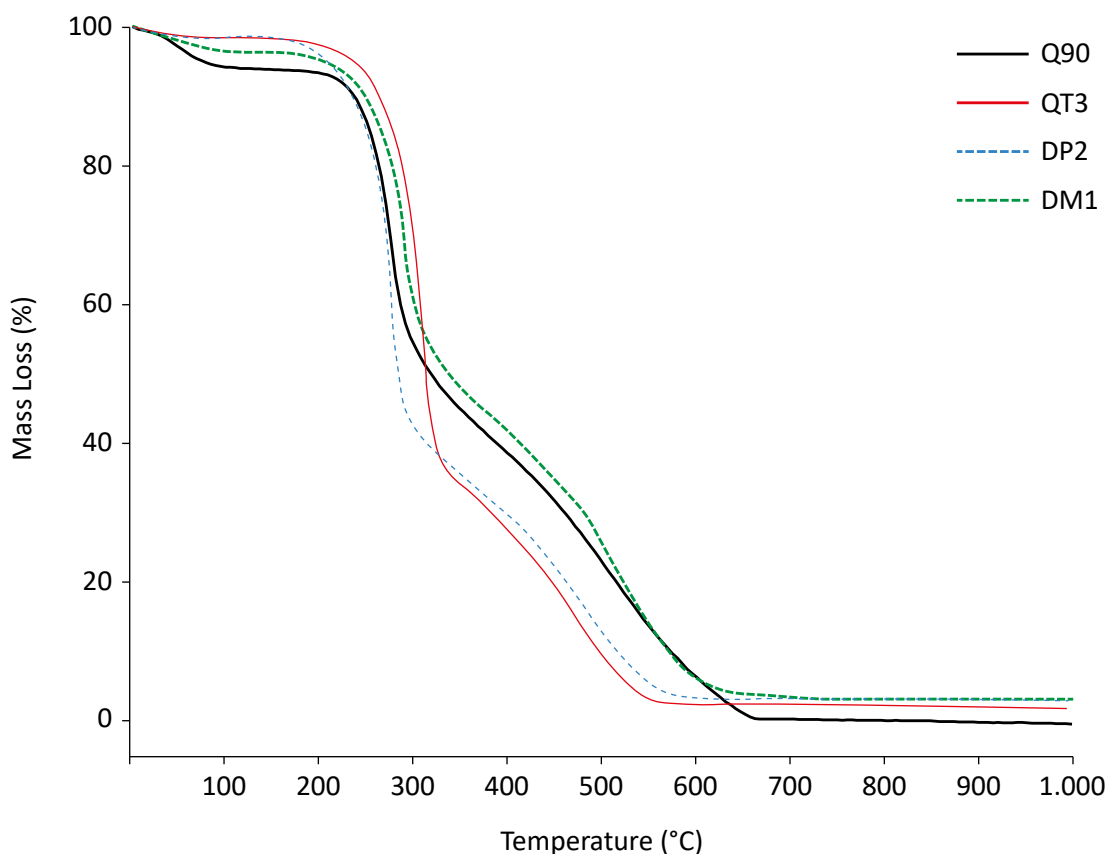


Figure 3 – Thermogravimetric analysis (TGA) curves of the materials obtained from the crab's residue: demineralized sample using 0.50 mol L⁻¹ solution of HCl for 30 min (DM1 - green); deproteinized sample using 1.0 mol L⁻¹ NaOH solution for 24 h (DP2 - blue); depigmented sample using 0.14 mol L⁻¹ NaClO solution for 8 h (QT3 - red) and deacetylated sample using 10 mol L⁻¹ NaOH solution for 90 minutes (Q90 - black).

samples ranging from room temperature up to 120°C and is related to the release of adsorbed water molecules. It can be inferred in the thermal profile of the demineralized material (DM1) that the mass loss process occurs less sharply in the non-oxidative event, which occurs in the temperature range of 190 to 340°C (PIRES *et al.*, 2013) in comparison to the oxidative event, which occurs between 340 and 650°C. The thermal decomposition of the DM1 material occurred less pronouncedly in the non-oxidative event, from 190 to 340°C, than in the oxidative event, which occurred in the temperature range of 350 to 650°C. This effect can be attributed to the presence of a greater amount of non-polymeric organic phase in the demineralized material (lipids and proteins) that decomposes differently from the polymeric material present in the structure of the crab's exoskeleton. In the non-oxidative process the thermal decomposition of glucopyranose units of the macromolecule occurs, including structural dehydration through the condensation of hydroxyl groups and fragmentation of C-C and C-O bonds, as well as the release of nitrogen atoms as nitrogen oxides (NO and NO₂) (PAULINO *et al.*, 2006). Subsequently, in the oxidative process, the remaining carbonaceous residue previously generated reacts with oxygen gas to release mainly CO₂ and CO (IQBAL *et al.*, 2011). After the thermal decomposition, a mass of 4.0% was identified. This residual mass is attributed mainly to calcium oxide (CaO) from the thermal decomposition of calcium carbonate (CaCO₃), initially present in the sample and not completely removed in the demineralization process. Considering this residual mass of 4.0% CaO, it was concluded that in the DM1 sample remained 7.1% of CaCO₃. In addition to the total 71.3% of CaCO₃ extracted in the demineralization process, a total of 78.4% of the initial constitution of *D. pagei* crab's residues formed by inorganic material was found. In the studies by Percot, Viton and Domard (2003) and Younes *et al.* (2014) the percentage of mineral residues found after the demineralization stage from shrimps, which have smaller inorganic content associated to the exoskeleton, was relatively lower than those found in this study, at 1.8 and 1.3%, respectively.

It is also observed that the deproteinized sample's TGA curve (DP2) presented a different thermal decomposition profile in relation to the chitin (QT3) and chitosan (Q90) curves in the temperature range of 325 to 670°C. This is due to the fact that the thermal decomposition

of the deproteinized material (DP2) is not only related to the mass loss of chitin, since the deproteinized material (DP2) still presents a quantity of non-polymeric organic content mainly in the form of pigments that are only removed under more oxidizing conditions (SEABRA; PEDROSA, 2010).

The thermal profile of QT3 sample exhibited three distinct mass loss events, in which the first event, occurring from room temperature up to 120°C, with mass variation recorded at 1.6% and is attributed to the release of adsorbed water molecules. The second mass loss event, occurring between 210 and 360°C, registered a mass reduction of 61.4% (non-oxidative mass loss step). Eventually, in the temperature range of 360 to 570°C, a mass reduction of 34.7% was observed (oxidative mass loss step). After the third mass loss event, a residual mass of 2.3% was observed.

Similarly, the thermal profile of Q90 sample also presents three mass loss steps, whereas the first one was registered from room temperature up to 120°C, with a mass reduction of 7.7%. The second event ranged from 220 to 330°C, with registered mass loss of 39.8%. The last event was recorded in the range of 330 to 670°C, with registered mass loss of 53.7%. After the third event, a residual mass of 0.3% was found. Assuming that the entire remained residue was associated to the thermally decomposed CaO phase originated from CaCO₃ that was not completely removed during demineralization step, it is estimated that a total mass of 0.52% of the produced chitosan is related to calcium carbonate.

The FTIR spectrum of the QT3 sample, shown in Figure 4, presents characteristic absorption bands of amide at 1,655 cm⁻¹ (C = O stretch), known as amide band I, at 1,561 cm⁻¹ (N-H deformation) called amide band II, and at 1,315 cm⁻¹ (angular deformation of the CO-NH bonds and the -CH₂ group occurring in the same region) called the amide band III, due to the deformation of the CO-NH group (CANELLA; GARCIA, 2001; LIU *et al.*, 2012). The band at 1,377 cm⁻¹ was attributed to the angular deformation of the -CH₃ groups. The band at 3,265 cm⁻¹ was attributed to the stretching of the N-H bond and the band observed at 3,454 cm⁻¹ was associated to the stretch of the O-H bond. Along with diffraction data, these results indicated that the QT3 sample is α-chitin.

Figure 5 shows the FTIR spectra of the chitosan samples obtained using different reaction times, in which the presence of the main bands were observed, as the one at $1,655\text{ cm}^{-1}$, corresponding to the C = O stretching and which refers to amide I, while the bands at $1,079\text{ cm}^{-1}$ and $1,034\text{ cm}^{-1}$ were associated with the stretching of the C-O bond (DUARTE *et al.*, 2002). The bands at $1,360$ and $1,317\text{ cm}^{-1}$ correspond to the axial deformation of the N-H bond and the band at $1,379\text{ cm}^{-1}$ refers to the angular deformation of the $-\text{CH}_3$ group (SOUZA; ZAMORA; ZAWADZKI, 2010).

The band at $1,590\text{ cm}^{-1}$ corresponds to the deformation of the $-\text{NH}$ group, while the bands observed between $1,600\text{--}1,670\text{ cm}^{-1}$ were associated with the stretching of the carbonyl bond. At $1,569\text{ cm}^{-1}$ region, the band corre-

sponds to the angular deformation of the $-\text{NH}_2$ group and at $1,153\text{ cm}^{-1}$ the signal was attributed to the angular deformation of the $-\text{COC}$ bond. At higher wavenumber region, bands at $2,926\text{ cm}^{-1}$ were associated with the stretching of the C-H bonds and the broad band at $3,400\text{ cm}^{-1}$ refers to the stretching of the O-H bond (BÖLGEN *et al.*, 2016). Through the FTIR technique, the hydrolysis of the α -chitin structure's acetylated groups can be verified by monitoring the reduction of the amide carbonyl stretching band at $1,655\text{ cm}^{-1}$ (KAYA; BARAN; KARAARSLAN, 2015). This observation is directly associated with the amount of chitin that was converted into chitosan through deacetylation process, since this process reduces the total amide bonds present and, hence, there was a reduction of the band intensity at $1,655\text{ cm}^{-1}$ as more chitin was converted into chitosan (YAGHOBI; HORMOZI, 2010). Thus, with

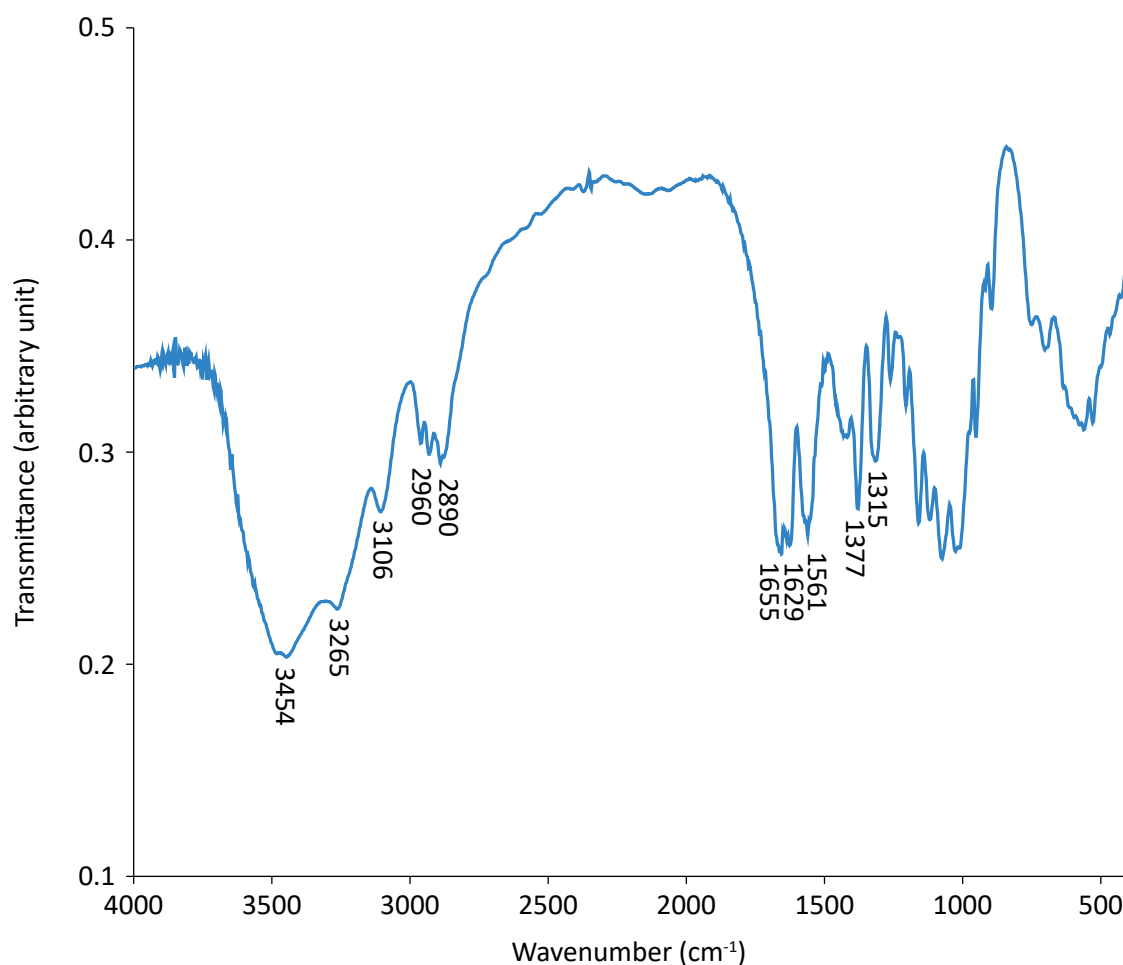


Figure 4 – The Fourier Transform Infrared (FTIR) spectrum of QT3 sample.

the increase in the samples' reaction time, the band at $1,590\text{ cm}^{-1}$ increases discretely its intensity, while in the same proportion the band $1,655\text{ cm}^{-1}$ decreases in intensity, indicating that the obtained chitosan samples possess different degrees of deacetylation.

From the absorbance values of the bands using the FTIR technique, it was possible to calculate the degree of deacetylation (DD) of the chitosan samples produced. The chitosan sample obtained through 60 minutes of reaction (Q60) had the DD of 68.4%, while the sample obtained after 90 minutes of reaction (Q90) exhibited a DD value of 81.9%. For the chitosan sample obtained after 120 minutes of reaction (Q120), a DD value of 77.6% was obtained. Hence, a growing tendency in DD with the increase of reaction time to pro-

duce chitosan can be observed. However, an increase in the DD when comparing the Q90 and Q120 samples was not observed. A plausible explanation lies on the fact that the vibrational band used to perform the calculations is very sensitive to the presence of moisture in the sample, which may have caused interference in the measured values of absorbance. Generally, there is a tendency to obtain around 70% of free $-\text{NH}_2$ groups during the deacetylation process in the first hour of reaction, when it occurs between 100 and 120°C , and in NaOH concentration of 10.0 and 12.5 mol L^{-1} and after one hour of reaction, deacetylation rate is decreased (YOUNES; RINAUDO, 2015). The results obtained in this process are close to those reported by Yen, Yang and Mau (2009) which applied similar experimental conditions in chitin's deacetylation process.

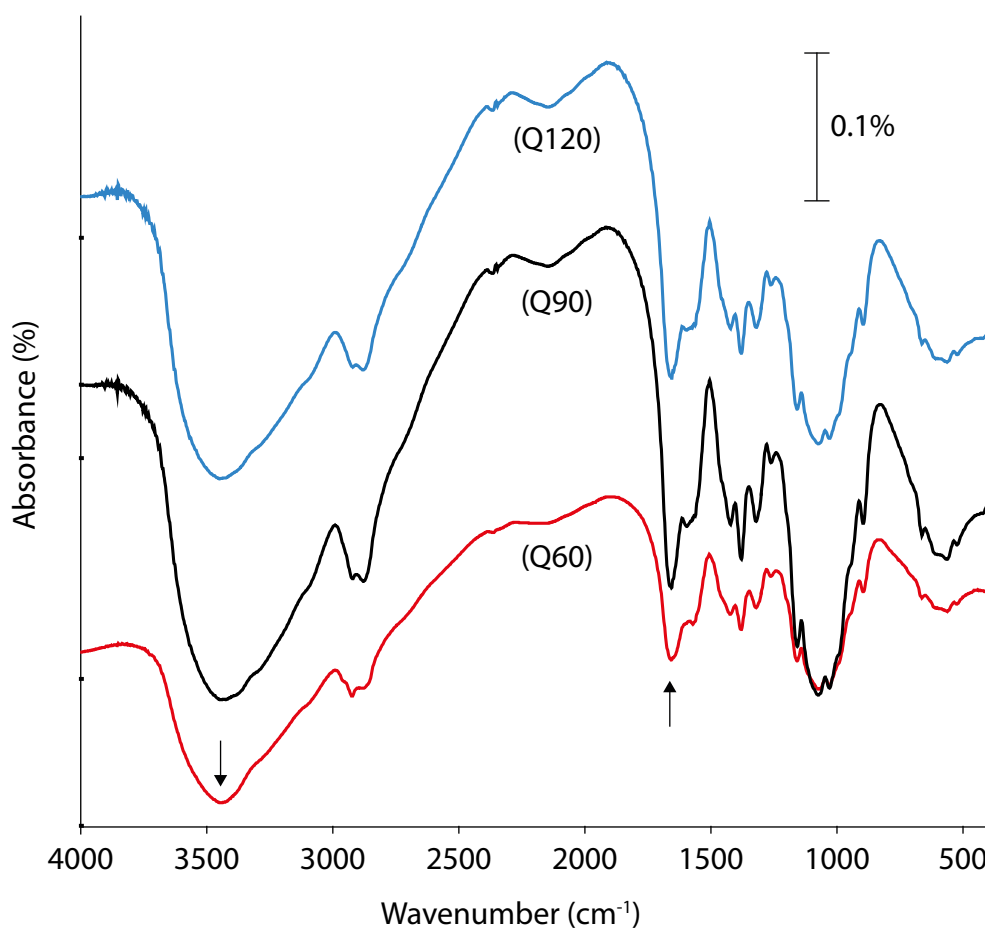


Figure 5 – The Fourier Transform Infrared (FTIR) spectra of chitosan samples obtained using reaction times of 60 (Q60 - red), 90 (Q90 - black) and 120 (Q120 - blue) minutes.

CONCLUSION

The experimental procedures used in this study, in order to obtain chitin and chitosan, showed that the residues of the freshwater crab *D. pagei* present high percentages of mineral content (78.4%). The analytical techniques employed in sample characterization showed the predominance of the α -chitin phase and that the final set of samples produced (Q60, Q90 and Q120) are chitosan samples. The thermal profile of all analyzed samples indicated a characteristic behavior of biopolymers, with the identification of a low content of impurities in the

chitosan samples obtained, while the infrared vibrational spectra indicated an increase of the deacetylation degree of the samples submitted to higher periods of reaction. The freshwater crab *D. pagei* has a large occurrence in other Brazilian regions; thus, it could be considered an important source of chitin and chitosan, especially in distant regions of the ocean, such as the Amazon region. The similar characteristic of chitin and chitosan compared to marine crustacean indicates that this species is a promising source of these biopolymers.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the Brazilian agencies FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, grant 11/50318-1), FAPEAM (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas), CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e

Tecnológico, project 312384/2013-0), and CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) for the financial support. The authors are also grateful to Dr. Ricardo A. A de Couto (IQ-USP) for XRD, TGA and FTIR data recording.

REFERENCES

- AL-SAGHEER, F. A.; AL-SUGHAYER, M. A.; MUSLIM, S.; ELSABEE, M. Z. Extraction and characterization of chitin and chitosan from marine sources in Arabian Gulf. *Carbohydrate Polymers*, v. 77, n. 2, p. 410-419, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2009.01.032>
- ARBIA, W.; ARBIA, L.; ADOUR, L.; AMRANE, A. Chitin extraction from crustacean shells using biological methods-a review. *Food Technology and Biotechnology*, v. 51, n. 1, p. 12-25, 2013.
- BARON, R. D.; PÉREZ, L. L.; SALCEDO, J. M.; CÓRDOBA, L. P.; SOBRAL, P. J. A. Production and characterization of films based on blends of chitosan from blue crab (*Callinectes sapidus*) waste and pectin from Orange (*Citrus sinensis* Osbeck) peel. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 98, n. 1, p. 676-683, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.02.004>
- BENHABILES, M. S.; SALAH, R.; LOUNICI, H.; DROUICHE, N.; GOOSEN, M. F. A.; MAMERI, N. Antibacterial activity of chitin, chitosan and its oligomers prepared from shrimp shell waste. *Food Hydrocolloids*, v. 29, n. 1, p. 48-56, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foodhyd.2012.02.013>
- BILGIN, Ş.; FIDANBAŞ, Z. U. C. Nutritional properties of crab (*Potamon potamios* Olivier, 1804) in the lake of Egirdir (Turkey). *Pakistan Veterinary Journal*, v. 31, n. 3, p. 239-243, 2011.
- BOLAT, Y.; BILGIN, Ş.; GÜNLÜ, A.; IZCI, L.; KOCA, S. B.; ÇETINKAYA, S.; KOCA, H. U. Chitin-chitosan yield of freshwater crab (*Potamon potamios*, Olivier 1804) shell. *Pakistan Veterinary Journal*, v. 30, n. 4, p. 227-231, 2010.
- BÖLGEN, N.; DEMIR, D.; ÖFKELI, F.; CEYLAN, S. Extraction and characterization of chitin and chitosan from blue crab and synthesis of chitosan cryogel scaffolds. *Journal of the Turkish Chemical Society: A Chemistry*, v. 3, n. 3, p. 131-144, 2016. <https://doi.org/10.18596/jotcsa.00634>

- CAMPANA-FILHO, S. P.; BRITTO, D.; CURTI, E.; ABREU, F. R.; CARDOSO, M. B.; BATTISTI, M. V.; SIM, P. C.; GOY, R. C.; SIGNINI, R.; LAVALL, R. L. Extração, estruturas e propriedades de α -quitina e β -quitina. *Química Nova*, v. 30, n. 3, p. 644-650, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000300026>
- CANELLA, K. M. N. C.; GARCIA, R. B. Caracterização de quitosana por cromatografia de permeação em gel - influência do método de preparação e do solvente. *Química Nova*, v. 24, n. 1, p. 13-17, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100004>
- CHAROENVUTTITHAM, P.; SHI, J.; MITTAL, G. S. Chitin extraction from black tiger shrimp (*Penaeus monodon*) waste using organic acids. *Separation Science and Technology*, v. 41, n. 6, p. 1135-1153, 2006. <https://doi.org/10.1080/01496390600633725>
- CHIAPPISI, L.; GRADZIELSKI, M. Co-assembly in chitosan-surfactant mixtures: thermodynamics, structures, interfacial properties and applications. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 220, n. 1, p. 92-107, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2015.03.003>
- COSTA, E. S. *Rendimento e características físico-químicas da carne do camarão Macrobrachium amazonicum (Heller, 1862) e do caranguejo Dilocarcinus pagei (Stimpson, 1861)*. 83 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia de Itacoatiara, Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara, 2015.
- DUARTE, M. L.; FERREIRA, M. C.; MARVÃO, M. R.; ROCHA, J. An optimised method to determine the degree of acetylation of chitin and chitosan by FTIR spectroscopy. *Biological Macromolecules*, v. 31, n. 1-3, p. 1-8, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0141-8130\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0141-8130(02)00039-9)
- HAMED, I.; ÖZOGUL, F.; REGENSTEIN, J. M. Industrial applications of crustacean by-products (chitin, chitosan, and chitooligosaccharides): A review. *Trends in Food Science & Technology*, v. 48, n. 1, p. 40-50, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2015.11.007>
- HENNIG, E. L. *Utilização de quitosana obtida de resíduos de camarão para avaliar a capacidade de adsorção de íons Fe³⁺*. 73 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2009.
- IQBAL, M. S.; AKBAR, J.; SAGHIR, S.; KARIM, A.; KOSCHELLA, A.; HEINZE, T.; SHER, M. Thermal studies of plant carbohydrate polymer hydrogels. *Carbohydrate Polymers*, v. 86, n. 4, p. 1775-1783, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2011.07.020>
- KAYA, M.; BARAN, T.; KARAARSLAN, M. A new method for fast chitin extraction from shells of crab, crayfish and shrimp. *Natural Product Research*, v. 29, n. 15, p. 1477-1480, 2015. <https://doi.org/10.1080/14786419.2015.1026341>
- KAYA, M.; BARAN, T.; MENTES, A.; ASAROGLU, M.; SEZEN, G.; TOZAK, K. O. Extraction and characterization of α -chitin and chitosan from six different aquatic invertebrates. *Food Biophysics*, v. 9, n. 2, p. 145-157, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11483-013-9327-y>
- KAYA, M.; DUDAKLI, F.; ASAN-OZUSAGLAM, M.; CAKMAK, Y. S.; BARAN, T.; MENTES, A.; ERDOGAN, S. Porous and nanofiber α -chitosan obtained from blue crab (*Callinectes sapidus*) tested for antimicrobial and antioxidant activities. *LWT - Food Science and Technology*, v. 65, n. 1, p. 1109-1117, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2015.10.001>
- KAYA, M.; MUJTABA, M.; BULUT, E.; AKYUZ, B.; ZELENKOVA, L.; SOFI, K. Fluctuation in physicochemical properties of chitins extracted from different body parts of honeybee. *Carbohydrate Polymers*, v. 132, n. 1, p. 9-16, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2015.06.008>
- KUMARI, S.; ANNAMAREDDY, S. H. K.; ABANTI, S.; RATH, P. K. Physicochemical properties and characterization of chitosan synthesized from fish scales, crab and shrimp shells. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 104 (B), p. 1697-1705, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.04.119>
- LARANJEIRA, M. C. M.; FÁVERE, V. T. Quitosana: biopolímero funcional com potencial industrial biomédico. *Química Nova*, v. 32, n. 3, p. 672-678, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000300011>

- LIU, J.; PU, H.; LIU, S.; KAN, J.; JIN, C. Synthesis, characterization, bioactivity and potential application of phenolic acid grafted chitosan: A review. *Carbohydrate Polymers*, v. 174, n. 1, p. 999-1017, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2017.07.014>
- LIU, S.; SUN, J.; YU, L.; ZHANG, C.; BI, J.; ZHU, F.; QU, M.; JIANG, C.; YANG, Q. Extraction and characterization of chitin from the beetle *Holotrichia parallela* Motschulsky. *Molecules*, v. 17, n. 4, p. 4604-4611, 2012. <https://doi.org/10.3390/molecules17044604>
- MAGALHÃES, C.; CAMPOS, M. R.; COLLINS, P. A.; MANTELATTO, F. L. Diversity, Distribution and Conservation of Freshwater Crabs and Shrimps in South America. In: KAWAI, T.; CUMLERLIDGE, N. (Orgs.). *A global overview of the freshwater decapod crustaceans*. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 303-322.
- MATO GROSSO DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente, do Planejamento e Ciência e Tecnologia do Mato Grosso do Sul (SEMACE). *Resolução nº 3, de 28 de fevereiro de 2011*. Disciplina aspectos referentes à captura, transporte, estocagem, comercialização e cultivo de iscas vivas no Estado de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul: SEMACE, 2011a. Available at: <<http://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/sites/74/2015/11/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SEMACE-N%C2%BA-3-DE-28-02-2011-iscas-vivas.-Alterado-RES.-SEMACE-n.-022-de-25-de-agosto-de-2011.pdf>>. Accessed on: November 29, 2018.
- _____. Secretaria do Meio Ambiente, do Planejamento e Ciência e Tecnologia do Mato Grosso do Sul (SEMACE). *Resolução nº 22, de 25 de Agosto de 2011*. Altera disposições da Resolução SEMACE nº 3, de 28 de fevereiro de 2011 referentes à captura, transporte, estocagem, comercialização e cultivo de iscas vivas no Estado de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul: SEMACE, 2011b. Available at: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=139771>>. Accessed on: November 29, 2018.
- MATOS, S. R. M. *Caracterização dos resíduos do camarão Litopenaeus vannamei e avaliação de suas potencialidades como flavorizante*. 68 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.
- MENDES, A. A.; OLIVEIRA, P. C.; CASTRO, H. F.; GIORDANO, R. L. C. Aplicação de quitosana como suporte para a imobilização de enzimas de interesse industrial. *Química Nova*, v. 34, n. 5, p. 831-840, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000500019>
- OGAWA, M.; MAIA, E. L.; FERNANDES, A. C.; NUNES, M. L.; OLIVEIRA, M. E. B.; FREITAS, S. T. Resíduos do beneficiamento do camarão cultivado: obtenção de pigmentos carotenoides. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 27, n. 2, p. 333-337, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-20612007000200022>
- OLIVEIRA, B. S.; NUNES, M. L. Avaliação de quitosana de caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) como biofilme protetor em caju. *Scientia Plena*, v. 7, n. 4, p. 1-6 (041501), 2011.
- PAULINO, A. T.; SIMIONATO, J. I.; GARCIA, J. C.; NOZAKI, J. Characterization of chitosan and chitin produced from silkworm chrysalides. *Carbohydrate Polymers*, v. 64, n. 1, p. 98-103, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2005.10.032>
- PERCOT, A.; VITON, C.; DOMARD, A. Optimization of chitin extraction from shrimp shells. *Biomacromolecules*, v. 4, n. 1, p. 12-18, 2003. <https://doi.org/10.1021/bm025602k>
- PIRES, N. R.; CUNHA, P. L. R.; MACIEL, J. S.; ANGELIM, A. L.; MELO, V. M. M.; PAULA, R. C. M.; FEITOSA, J. P. A. Sulfated chitosan as tear substitute with no antimicrobial activity. *Carbohydrate Polymers*, v. 91, n. 1, p. 92-99, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2012.08.011>
- PRASHANTH, K. V. H.; THARANATHAN, R. N. Chitin/chitosan: modifications and their unlimited application potential - an overview. *Trends in Food Science & Technology*, v. 18, n. 3, p. 117-131, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2006.10.022>
- RINAUDO, M. Chitin and chitosan: properties and applications. *Progress in Polymer Science*, v. 31, n. 7, p. 603-632, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001>

- SAHARIAH, P.; MÁSSON, M. Antimicrobial Chitosan and Chitosan Derivatives: A Review of the Structure-Activity Relationship. *Biomacromolecules*, v. 18, n. 11, p. 3846-3868, 2017. <https://doi.org/10.1021/acs.biomac.7b01058>
- SAKTHIVEL, D.; VIJAYAKUMAR, N.; ANANDAN, V. Extraction of chitin and chitosan from mangrove crab *Sesarma plicatum* from Thengaithittu estuary pondicherry southeast coast of India. *International Journal of Pharmacy e Pharmaceutical Research*, v. 4, n. 1, p. 12-24, 2015.
- SANTOS, M. C.; CIRILO, A. T. O.; NUNES, M. L. Determinação do grau de desacetilação de quitosana obtida de camarão "Saburica" (*Macrobrachium jelskii*, Miers, 1877). *Scientia Plena*, v. 7, n. 9, p. 1-4 (091501), 2011.
- SEABRA, L. M. J.; PEDROSA, L. F. C. Astaxanthin: structural and functional aspects. *Revista de Nutrição*, v. 23, n. 6, p. 1041-1050, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-52732010000600010>
- SILVA, B. M. S.; MORALES, G. P.; GUTJAHR, A. L. N.; FAIAL, K. C. F.; CARNEIRO, B. S. Bioaccumulation of trace elements in the crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) from the macrotidal mangrove coast region of the Brazilian Amazon. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 4, p. 214, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6570-1>
- SOUZA, K. V.; ZAMORA, P. G. P.; ZAWADZKI, S. F. Esferas de quitosana/Fe na degradação do corante Azul QR-19 por processos foto-Fenton utilizando luz artificial ou solar. *Polímeros*, v. 20, n. 3, p. 210-214, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-14282010005000035>
- VÁZQUEZ, J. A.; RODRÍGUEZ-AMADO, I.; MONTEMAYOR, M. I.; FRAGUAS, J.; GONZÁLEZ, M. P.; MURADO, M. A. Chondroitin sulfate, hyaluronic acid and chitin/chitosan production using marine waste sources: Characteristics, applications and eco-friendly processes: A review. *Marine Drugs*, v. 11, n. 3, p. 747-774, 2013. <https://doi.org/10.3390/md11030747>
- WU, T.; ZIVANOVIC, S.; DRAUGHON, F. A.; CONWAY, W. S.; SAMS, C. E. Physicochemical Properties and Bioactivity of Fungal Chitin and Chitosan. *Journal of Agricultural Food Chemistry*, v. 53, n. 10, p. 3888-3894, 2005. <https://doi.org/10.1021/jf048202s>
- YAGHOBI, N.; HORMOZI, F. Multistage deacetylation of chitin: Kinetics study. *Carbohydrate Polymers*, v. 81, n. 4, p. 892-896, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2010.03.063>
- YEN, M. T.; YANG, J-H.; MAU, J-L. Physicochemical characterization of chitin and chitosan from crab shells. *Carbohydrate Polymers*, v. 75, n. 1, p. 15-21, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2008.06.006>
- YEO, D. C. J.; NG, P. K. L.; CUMBERLIDGE, N.; MAGALHÃES, C.; DANIELS, S. R.; CAMPOS, M. R. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia*, v. 595, n. 1, p. 275-286, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9023-3>
- YOUNES, I.; HAJJI, S.; FRACHET, V.; RINAUDO, M.; JELLOULI, K.; NASRI, M. Chitin extraction from shrimp shell using enzymatic treatment. Antitumor, antioxidant and antimicrobial activities of chitosan. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 69, n. 1, p. 489-498, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2014.06.013>
- YOUNES, I.; RINAUDO, M. Chitin and chitosan preparation from marine sources. Structure, properties and applications. *Marine Drugs*, v. 13, n. 3, p. 1133-1174, 2015. <https://doi.org/10.3390/md13031133>
- YUAN, Y.; CHESNUTT, B. M.; HAGGARD, W. O.; BUMGARDNER, J. D. Deacetylation of Chitosan: Material Characterization and *in vitro* Evaluation via Albumin Adsorption and Pre-Osteoblastic Cell Cultures. *Materials*, v. 4, n. 8, p. 1399-1416, 2011. <https://doi.org/10.3390/ma4081399>
- ZHETCHEVA, V. D. K.; PAVLOVA L. P. Synthesis and characterization of a decavanadate/chitosan complex. *Turkish Journal of Chemistry*, v. 35, n. 2, p. 221-223, 2011. <https://doi.org/10.3906/kim-1006-718>



ASSEMBLEIAS DE FORMIGAS (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) RESPONDEM AO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE?

DO ANT ASSEMBLIES (HYMENOPTERA: FORMICIDAE) PREDICT THE RECOVERY PROCESS OF PERMANENT PRESERVATION AREAS?

Junir Antônio Lutinski 

Doutor em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria. Professor, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde, Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó) – Chapecó (SC), Brasil.

Carin Guarda 

Doutoranda, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde, Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Cladis Juliana Lutinski 

Mestre em Ciências Ambientais, Unochapecó. Bióloga, Laboratório de Biologia, Universidade Federal da Fronteira Sul – Chapecó (SC), Brasil.

Fernanda Emanuela

Dorneles 

Graduanda em Ciências Biológicas, Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Jefferson Pedrosa 

Graduando em Ciências Biológicas, Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Maria Assunta Busato 

Doutora em Biologia, Universidade de Barcelona. Professora, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde, Unochapecó – Chapecó (SC), Brasil.

Flávio Roberto

Mello Garcia 

Doutor em Zoologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Professor, Programa de Pós-Graduação em Entomologia, Universidade Federal de Pelotas – Pelotas (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

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

Recebido em: 22/10/2018

Aceito em: 03/12/2018

RESUMO

A formação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) no entorno de lagos de usinas hidrelétricas (UHEs) ajuda a amenizar os impactos do empreendimento sobre a biodiversidade. Este estudo avaliou a riqueza, a abundância e a composição das assembleias de formigas que ocorrem na área de APP da UHE Foz do Chapecó. Foi realizada uma amostragem em cinco sítios, com históricos distintos de uso do solo, utilizando-se armadilhas *pitfalls*, guarda-chuva entomológico, rede de varredura, iscas de sardinha e de glicose e coleta manual. As assembleias foram avaliadas segundo a riqueza, a abundância e o índice de diversidade (H). Foram registradas 122 espécies pertencentes a 36 gêneros. A maior riqueza encontrada foi para Myrmicinae ($S = 41$) e *Pheidole* ($S = 20$), e a maior abundância, para *Pheidole aberrans* Mayr, 1868 ($n = 46$). A riqueza pode ser 60,5% maior do que a observada. A riqueza, a abundância e a composição da fauna de formigas informa sobre o processo de reconstituição da APP.

Palavras-chave: bioindicadores; Mata Atlântica; mirmecofauna; riqueza; produção de energia.

ABSTRACT

The formation of Permanent Preservation Areas (APPs) around lakes of hydroelectric power plants (HPP) helps mitigate the impacts on biodiversity. This study evaluated the richness, abundance and composition of ant assemblies at the Foz do Chapecó's (HPP) permanent preservation area. Sampling was carried out at five sites, with distinct land use histories, using pitfalls, entomological umbrella, sweep net, sardine and glucose baits, and manual collection. Assemblies were evaluated according to richness, abundance and diversity index (H). 122 species belonging to 36 genera were recorded. The greatest richness found was for Myrmicinae ($S = 41$) and *Pheidole* ($S = 20$) and the highest abundance for *Pheidole aberrans* Mayr, 1868 ($n = 46$). The richness may be 60.5% higher than the observed. The richness, abundance and composition of the ant fauna informs about the process of permanent preservation area's reconstitution.

Keywords: bioindicators; Atlantic Forest; myrmecofauna; richness; energy production.

INTRODUÇÃO

O Brasil concentra uma das maiores biodiversidades do mundo (RIBAS *et al.*, 2012), porém atividades como agricultura, pecuária, instalações industriais, produção de energia e urbanização causam impacto sobre os biomas e, conseqüentemente, representam ameaças à sustentabilidade ambiental e à conservação de espécies sensíveis às alterações (GARDNER, 2010). A demanda pela produção de energia cresce diretamente associada à preocupação com os impactos ambientais provenientes desse processo (SAAD *et al.*, 2017). Decorrentes da construção de barragens ocorrem a supressão de vegetação, o desalojamento de espécies, o revolvimento e a compactação do solo (KLIEMANN & DELARIVA, 2015).

Com base no Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), rios e lagos devem ser protegidos nas suas margens por uma faixa de vegetação, variável em largura de acordo com do curso hídrico em questão. O isolamento de Área de Preservação Permanente (APP) para regeneração em bordas de lagos formados a partir da instalação de usinas hidrelétricas (UHEs) não evita a perda de habitats, o desalojamento de espécies e as alterações microclimáticas locais decorrentes da instalação do empreendimento. Contudo, o ambiente adjacente ao lago tende a evoluir para uma nova condição de equilíbrio com o passar do tempo. Nesse contexto, a APP pode contribuir positivamente para que condições próximas ao original se reestabeleçam no entorno (CAMPAGNOLO *et al.*, 2017).

As formigas apresentam elevada riqueza e são ecologicamente importantes nos diferentes estratos dos ecossistemas terrestres (BACCARO *et al.*, 2015). O estudo sobre assembleias de formigas é uma das técnicas utilizadas para avaliar mudanças no ambiente, enquadrando-se como uma ferramenta de avaliação das condições ambientais, além de proporcionar o monitoramento de áreas degradadas ou em condições de regeneração (NYAMUKONDIWA & ADDISON, 2014). O potencial bioindicador se deve às associações íntimas das formigas com a flora e com os demais grupos de invertebrados, bem como fornece estimativas do estágio de conservação ambiental (LUTINSKI *et al.*, 2014; LUTINSKI *et al.*, 2016) e da complexidade estrutural do *habitat* (ARMBRECHT; PERFECTO; VANDERMEER, 2004). O crescimento do número de estudos desenvolvidos com a finalidade de mostrar o potencial bioindicador da mirmecofauna se deve ainda à ampla distribuição geográfica, à rápida resposta às mudanças ambientais e à relevância biológica desses insetos

nos diferentes níveis tróficos (CREPALDI *et al.*, 2014; BHARTI; BHARTI; PFEIFER, 2016; LUTINSKI *et al.*, 2017).

O conhecimento sobre a riqueza e abundância das assembleias de formigas em um determinado ambiente pode subsidiar planos de manejo (LUTINSKI *et al.*, 2017). Informações sobre as interações das formigas com outros organismos possibilita prever a biodiversidade associada e delinear estratégias para a conservação (CREPALDI *et al.*, 2014; LUTINSKI *et al.*, 2014). Na região onde uma UHE é instalada, a APP possibilita a colonização por espécies pioneiras no início do processo de recuperação ambiental (KWON; LEE; SUNG, 2014), culminando no restabelecimento da flora e da fauna (ULYSHEN, 2011). Dada a necessidade de monitoramento dos impactos ambientais causados pela instalação de UHE e, sobretudo, da contribuição da APP para o restabelecimento de uma nova condição de equilíbrio do ecossistema afetado, emerge a demanda pelo biomonitoramento de espécies indicadoras. Organismos que, pela riqueza, abundância, resiliência e produtividade, permitem estabelecer predições sobre o estágio de regeneração ao longo do tempo (RAPPORT; CONSTANZA; MCMICHAEL, 1998; RIBAS *et al.*, 2012).

A Usina Hidrelétrica Foz do Chapecó é uma das maiores UHEs do Sul do Brasil, e a avaliação das comunidades de formigas na APP adjacente pode informar sobre a riqueza e distribuição de espécies em ambientes dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, servindo de base para estudos subsequentes. Nesse contexto, torna-se essencial conhecer a biodiversidade existente em ambientes com diferentes históricos de uso do solo e reconhecer padrões que ajudem na identificação de ambientes de interesse para a conservação. Considerando o crescente número de UHEs na Região Sul do Brasil nas últimas duas décadas e a contínua fragmentação do bioma Mata Atlântica, emerge a necessidade de compreender a dinâmica de regeneração em APPs adjacentes às hidrelétricas, além do potencial dessas áreas para a conservação da biodiversidade.

Nesse contexto, este estudo teve como objetivos:

- caracterizar as assembleias de formigas que ocorrem em sítios com diferentes históricos de uso do solo da APP; e
- avaliar a riqueza, a abundância e a composição das assembleias de formigas que ocupam diferentes nichos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em cinco sítios da área de APP do reservatório da UHE Foz do Chapecó. A região está inserida no bioma Mata Atlântica (floresta ombrófila mista). O clima é do tipo superúmido mesotérmico subtropical úmido, sem estação seca definida e com distribuição regular da pluviosidade (RAMOS; SANTOS; FORTES, 2009).

A área do reservatório é de 79,2 km² e está localizado na divisa entre os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FOZ DO CHAPECÓ, 2015). No período das amostras, o reservatório contava com sete anos desde a formação. Cada sítio amostrado conta com uma área de dois hectares, três estão localizados em Santa Catarina, municípios de Águas de Chapecó (27°14'51"S; 53°03'55"W), Caxambu do Sul (27°15'35"S; 52°42'40"W) e Guatambú (27°14'59"S; 52°41'06"W); e dois no Rio Grande do Sul, município de Rio dos Índios (27°17'38"S; 52°44'58"W e 27°20'41"S; 52°43'51"W).

O sítio Ach está localizado no município de Águas de Chapecó. Trata-se do canteiro de obras e, entre os ambientes amostrados, representa aquele que sofreu o maior impacto. Durante a construção da UHE, toda a vegetação foi removida e o solo sofreu revolvimento e compactação pelas máquinas. Após a conclusão das obras, o sítio foi isolado por sete anos para regeneração natural. A vegetação, durante o período das amostras, era composta majoritariamente por gramíneas e por arbustos esparsos.

Amostragem

A amostragem foi conduzida nos meses de dezembro de 2017 e janeiro de 2018 em um único evento amostral. Foram utilizadas seis técnicas de amostragem: *pitfalls*, iscas de sardinha, iscas de glicose, guarda-chuva entomológico, rede entomológica e coleta manual. Um total de 10 *pitfalls* e 20 iscas (10 de cada) foi distribuído em transectos perpendiculares ao reservatório, equidistantes 20 m entre si, em cada sítio. As armadilhas *pitfall* consistiram em copos plásticos de 250 mL (10 cm de diâmetro por 12 cm de altura), enterrados até a borda ao nível do solo. Em cada armadilha foram adicionados 150 mL de água com uma gota de detergente neutro. As iscas sardinha (~1 g) e glicose

O sítio Cax está localizado no município de Caxambu do Sul. Antes da formação do lago era uma área de cultivo agrícola. A vegetação é composta majoritariamente por gramíneas e arbustos esparsos com até seis metros de altura. A área é cortada por uma antiga estrada que dá acesso ao lago. Observa-se serrapilheira em formação.

O sítio Gua, localizado no município de Guatambú, conta com uma plantação de eucalipto (*Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden) com idade de aproximadamente 12 anos. Quando da formação do lago, a vegetação já estava presente. É possível observar a presença de um sub-bosque, composto de vegetação nativa, com uma altura de até 6 m. A serrapilheira está presente de forma descontínua.

O sítio Ri1 está situado no município de Rio dos Índios. Antes do isolamento como APP era coberto por pastagens. A vegetação é composta por árvores nativas que já existiam antes da formação do lago. Além dessa vegetação, o ambiente se encontra coberto por pequenos arbustos e a serrapilheira também está presente de forma irregular.

O sítio Ri2, também situado no município de Rio dos Índios, representa o ambiente mais conservado. Trata-se de um fragmento florestal, em estágio avançado de sucessão, composto por vegetação nativa e densa. Já existia há aproximadamente 20 anos antes da demarcação da APP. O solo é coberto por uma serrapilheira contínua.

(~1 mL) foram dispostas sobre retângulos de papel de 20 × 30 cm, sobre o solo. Os *pitfalls* permaneceram no ambiente por 48 horas e as iscas, por 1 hora (LUTINSKI; LOPES; MORAIS, 2013).

O guarda-chuva entomológico consistiu em um retângulo de tecido com tamanho de 1 m², suportado por um sarrafo de madeira em forma de X, preso nos quatro cantos. Em cada sítio, foi utilizado sob arbustos (10), escolhidos de forma aleatória na região aproximadamente central ao sítio. Os arbustos foram sacudidos por dez vezes cada um. Foi utilizada a Rede Entomológica de Varredura por um período de 30 minutos em

cada sítio. As amostras, neste caso, foram obtidas sobre a vegetação rasteira até 1 m de altura em trilhas e clareiras.

Amostras manuais foram obtidas utilizando-se pinça e frasco com álcool (70%). Ao todo, foi empregado um esforço amostral de uma hora de amostragem manual

Identificação e análise de dados

A identificação das amostras foi realizada seguindo as chaves propostas por Fernández (2003) e Baccaro *et al.* (2015). A classificação foi baseada em Bolton (2003). A riqueza foi definida como o número de espécies de formigas que ocorreram em cada uma das armadilhas, iscas, amostras com rede entomológica, guarda-chuva entomológico ou manualmente. A abundância foi definida com base na frequência relativa (registro de uma dada espécie em cada armadilha ou isca) (ROMERO & JAFFE, 1989). A riqueza de cada assembleia foi comparada por meio de análise de rarefação baseada no número de ocorrências. Para tal, foi utilizado o programa EcoSim 7 (GOTELLI & ENTSMINGER, 2001).

As assembleias de formigas foram comparadas quanto à riqueza, à abundância e aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e de equitabilidade (J').

em cada sítio e esta foi realizada sobre a vegetação (até 1,8 m de altura).

Os espécimes amostrados foram transportados para o Laboratório de Entomologia da Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó) para triagem e identificação.

Também foram obtidas estimativas de riqueza (Chao 1) para cada sítio amostrado. Esses parâmetros foram obtidos com o auxílio do programa estatístico Past (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

Foi utilizada uma ordenação *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) para testar se a abundância e a composição das assembleias de formigas diferem entre os sítios e quanto aos estratos em que foram amostradas. A matriz dos dados foi previamente transformada em Log (x+1), foi utilizado Bray-Curtis como índice de associação e a análise foi realizada com o programa estatístico Primer 6.1.9. (CLARKE & GORLEY, 2005). Nessa análise, foram juntadas as amostras das iscas de sardinha e de glicose por ambas contemplarem o mesmo estrato do ambiente. O mesmo procedimento foi adotado para as amostras da rede entomológica de varredura e do guarda-chuva.

RESULTADOS

Ao todo, foram registradas 541 ocorrências de formigas nas amostras, 122 espécies, pertencentes a oito subfamílias. O sítio Ri2 apresentou a maior riqueza ($S = 59$), seguido pelos sítios Ri1 ($S = 45$), Cax ($S = 38$), Ach ($S = 33$) e Gua ($S = 29$) (Tabela 1). A diferença na riqueza entre cada sítio foi significativa (Figura 1). Relação semelhante à riqueza foi observada quanto à abundância: no sítio Ri2 foi obtido o maior número de ocorrências ($n = 122$) e no sítio Gua, o menor ($n = 83$). O H' também apresentou maior valor (3,81) no sítio Ri2, contudo o menor valor (2,85) foi obtido para o sítio Ach. A equitabilidade J' foi similar nos sítios, variando entre 0,81 e 0,93. A maior estimativa (Chao 1 = 99,6) foi encontrada para o sítio Ri2 e a menor, para o sítio Gua (Chao 1 = 42) (Tabela 1).

A subfamília Myrmicinae foi a mais rica nas amostras ($S = 41$), seguida por Formicinae ($S = 28$) e Ponerinae ($S = 14$). Os gêneros mais ricos foram *Pheidole* ($S = 20$)

e *Camponotus* ($S = 18$). As espécies mais abundantes nas amostras foram *Pheidole aberrans* (Mayr, 1868) ($n = 46$), *Pachycondyla striata* (F. Smith, 1858) ($n = 37$), *Nylanderia fulva* (Mayr, 1862) ($n = 34$), *Pheidole lignicola* (Mayr, 1887) ($n = 26$), *Pheidole punctatissima* (Mayr, 1870) ($n=26$) e *Camponotus rufipes* (Fabricius, 1775) ($n = 19$). Ao todo, 10 espécies ocorreram exclusivamente no sítio Gua: *Camponotus novogranadensis* (Mayr, 1870), *Camponotus punctulatus* (Mayr, 1868), *Camponotus* sp. 1, *Labidus coecus* (Latreille, 1802), *Linepithema angulatum* (Emery, 1894), *Myrmicocrypta bruchi* (Santschi, 1936), *Neoponera vilosa* (Fabricius, 1804), *Pheidole* sp. 2, *Pheidole* sp. 3 e *Solenopsis* sp. 1. Onze espécies ocorreram exclusivamente no sítio Cax: *Camponotus melanoticus* (Emery, 1894), *Camponotus personatus* (Emery, 1894), *Cyphomyrmex plaumanni* (Kempf, 1962), *Ectatomma edentatum* (Roger, 1863), *Hypoponera trigona* (Mayr, 1887), *Labidus praedator* (F. Smith, 1858), *Linepithema iniquum* (Mayr, 1870),

Tabela 1 – Riqueza, frequência relativa das espécies, abundância, diversidade de Shannon-Weaver, equitabilidade e estimativas de riqueza (Chao 1) de formigas amostradas em cinco sítios da Área de Preservação Permanente formado pelo lago da Hidrelétrica Foz do Chapecó. Dezembro de 2017 e janeiro de 2018.

Táxon	Gua	Cax	Ri1	Ri2	Ach
Subfamília Dolichoderinae					
Tribo Leptomyrmecini					
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)					0,01
<i>Linepithema angulatum</i> (Emery, 1894)	0,01				
<i>Linepithema gallardoi</i> (Brèthes, 1914)				0,03	
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)	0,02	0,01		0,01	
<i>Linepithema inacatum</i> (Bolton, 1969)				0,01	
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)		0,02			
<i>Linepithema micans</i> (Forel, 1908)		0,01	0,01		
<i>Linepithema</i> sp. 1			0,01	0,01	
<i>Linepithema</i> sp. 2			0,04		
<i>Linepithema</i> sp. 3				0,01	
Subfamília Dorylinae					
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	0,01				
<i>Labidus praedator</i> (F. Smith, 1858)		0,02			
<i>Neivamyrmex punctaticeps</i> (Emery, 1894)			0,01		
Subfamília Ectatomminae					
Tribo Ectatommini					
<i>Ectatomma edentatum</i> (Roger, 1863)		0,01			
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	0,01		0,06	0,02	
<i>Gnamptogenys striolata</i> (Borgmeier, 1957)			0,01		
Subfamília Formicinae					
Tribo Camponotini					
<i>Camponotus alboannulatus</i> (Mayr, 1887)					0,03
<i>Camponotus cameranoi</i> (Emery, 1894)				0,01	
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)			0,04		
<i>Camponotus lespeii</i> (Forel, 1886)	0,01		0,01	0,01	

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Táxon	Gua	Cax	Ri1	Ri2	Ach
<i>Camponotus melanoticus</i> (Emery, 1894)		0,01			
<i>Camponotus mus</i> (Roger, 1863)	0,07	0,02	0,01	0,02	0,01
<i>Camponotus novogranadensis</i> (Mayr, 1870)	0,01				
<i>Camponotus punctulatus</i> (Mayr, 1868)	0,01				
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)	0,08	0,03	0,05	0,02	
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Méneville, 1838)			0,01		
<i>Camponotus sexguttatus</i> (Fabricius, 1793)			0,01		
<i>Camponotus</i> sp. 1	0,01				
<i>Camponotus</i> sp. 2			0,01	0,01	
<i>Camponotus</i> sp. 3			0,01		
<i>Camponotus</i> sp. 4			0,01		
<i>Camponotus</i> sp. 5				0,01	
<i>Camponotus</i> sp. 6				0,01	
<i>Camponotus</i> sp. 7				0,01	
<i>Colobopsis personata</i> (Emery, 1894)		0,01			
Tribo Myrmelachistini					
<i>Brachymyrmex aphidicola</i> (Forel, 1909)				0,01	
<i>Brachymyrmex coactus</i> (Mayr, 1887)					0,05
<i>Brachymyrmex cordemoyi</i> (Forel, 1895)					0,03
<i>Myrmelachista catharinae</i> (Mayr, 1887)			0,01		
<i>Myrmelachista gagatina</i> (Emery, 1894)				0,01	
Tribo Lasiini					
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)		0,01	0,01		0,30
<i>Nylanderia</i> sp. 1		0,03			
<i>Nylanderia</i> sp. 2			0,01	0,02	
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)				0,01	0,01
Subfamília Heteroponerinae					
Tribo Heteroponerini					
<i>Heteroponera flava</i> (Kempf, 1962)			0,02	0,01	
<i>Heteroponera inermis</i> (Emery, 1894)			0,01		

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Táxon	Gua	Cax	Ri1	Ri2	Ach
Subfamília Myrmicinae					
Tribo Attini					
<i>Acromyrmex ambiguus</i> (Emery, 1888)	0,01	0,02			0,01
<i>Acromyrmex aspersus</i> (F. Smith, 1858)				0,02	
<i>Acromyrmex disciger</i> (Mayr, 1887)			0,02	0,01	
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)	0,02	0,02			0,01
<i>Apterostigma mayri</i> (Forel, 1893)		0,02			0,02
<i>Apterostigma pilosum</i> (Mayr, 1865)			0,02	0,01	
<i>Apterostigma wasmannii</i> (Forel, 1892)				0,02	
<i>Apterostigma</i> sp.			0,01	0,01	
<i>Cephalotes angustus</i> (Mayr, 1862)					0,02
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)		0,02	0,02	0,02	0,04
<i>Cephalotes</i> sp. 1			0,01		
<i>Cephalotes</i> sp. 2					0,01
<i>Cyphomyrmex plaumanni</i> (Kempf, 1962)		0,01			
<i>Cyphomyrmex strigatus</i> (Mayr, 1887)			0,03		
<i>Cyphomyrmex</i> sp.				0,02	
<i>Mycetosoritis</i> sp.		0,01			
<i>Myrmicocrypta bruchi</i> (Santschi, 1936)	0,01				
<i>Octostruma rugifera</i> (Kempf, 1960)		0,01			
<i>Pheidole aberrans</i> (Mayr, 1868)	0,11	0,17	0,05	0,09	
<i>Pheidole dyctiota</i> (Kempf, 1972)			0,03	0,05	
<i>Pheidole laevifrons</i> (Mayr, 1887)	0,04		0,06	0,02	
<i>Pheidole lignicola</i> (Mayr, 1887)	0,07	0,08	0,02	0,02	0,05
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	0,02		0,02	0,02	
<i>Pheidole pubiventris</i> (Mayr, 1887)			0,06	0,01	
<i>Pheidole punctatissima</i> (Mayr, 1870)	0,07	0,09	0,02	0,02	0,05
<i>Pheidole risii</i> (Forel, 1892)			0,07	0,03	
<i>Pheidole tristis</i> (F. Smith, 1858)			0,01	0,05	
<i>Pheidole</i> sp. 1	0,04	0,05			0,06

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Táxon	Gua	Cax	Ri1	Ri2	Ach
<i>Pheidole</i> sp. 2	0,05				
<i>Pheidole</i> sp. 3	0,02				
<i>Pheidole</i> sp. 4		0,01	0,01		
<i>Pheidole</i> sp. 5		0,02		0,01	
<i>Pheidole</i> sp. 6		0,01		0,01	
<i>Pheidole</i> sp. 7		0,01			
<i>Pheidole</i> sp. 8				0,04	
<i>Pheidole</i> sp. 9				0,02	
<i>Pheidole</i> sp. 10				0,02	
<i>Pheidole</i> sp. 11				0,01	
<i>Procryptocerus adlerzi</i> (Mayr, 1887)		0,01		0,01	
<i>Strumigenys cultrigera</i> (Mayr, 1887)					0,01
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)		0,01		0,01	
<i>Wasmannia</i> sp.			0,02		
Tribo Crematogastrini					
<i>Crematogaster acuta</i> (Fabricius, 1804)		0,01			0,02
<i>Crematogaster corticicola</i> (Mayr, 1887)				0,01	0,01
<i>Crematogaster magnifica</i> (Santschi, 1925)				0,01	
<i>Crematogaster</i> sp.					0,02
Tribo Pogonomyrmecini					
<i>Patagonomyrmex angustus</i> (Mayr, 1870)		0,02		0,02	
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> (Forel, 1878)					0,07
Tribo Solenopsidini					
<i>Diplorhoptrum strictum</i> (Emery, 1896)		0,05	0,03	0,03	0,02
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)		0,01			0,01
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)		0,01	0,01		0,04
<i>Solenopsis saevissima</i> (F. Smith, 1855)					0,01
<i>Solenopsis schmalzi</i> (Forel, 1901)	0,01				0,04
<i>Solenopsis</i> sp. 1	0,01				
<i>Solenopsis</i> sp. 2				0,01	

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Táxon	Gua	Cax	Ri1	Ri2	Ach
Subfamília Ponerinae					
Tribo Ponerini					
<i>Dinoponera australis</i> (Emery, 1901)				0,02	
<i>Hypoponera distinguenda</i> (Emery, 1890)	0,02		0,01	0,01	
<i>Hypoponera opaciceps</i> (Mayr, 1887)				0,01	
<i>Hypoponera trigona</i> (Mayr, 1887)		0,01			
<i>Hypoponera</i> sp. 1					0,01
<i>Hypoponera</i> sp. 2					0,01
<i>Neoponera crenata</i> (Roger, 1858)			0,01		
<i>Neoponera vilosa</i> (Fabricius, 1804)	0,01				
<i>Pachycondyla harpax</i> (Fabricius, 1804)				0,02	
<i>Pachycondyla striata</i> (F. Smith, 1858)	0,16	0,10	0,07	0,04	
<i>Pachycondyla</i> sp. 1				0,01	
<i>Pachycondyla</i> sp. 2				0,01	
<i>Odontomachus affinis</i> (Guérin-Méneville, 1844)			0,01		
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	0,01	0,06	0,07	0,01	
Subfamília Pseudomyrmecinae					
Tribo Pseudomyrmecini					
<i>Pseudomyrmex flavidulus</i> (F. Smith, 1858)	0,01	0,02		0,01	0,01
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	0,02			0,01	
<i>Pseudomyrmex phyllophilus</i> (F. Smith, 1858)			0,02	0,04	
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)		0,01			0,01
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> (F. Smith, 1855)					0,01
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1					0,01
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2					0,01
Abundância	83	124	107	122	105
Riqueza (Sobs)	29	38	45	59	33
Shannon–Weaver (H')	2,98	3,12	3,53	3,81	2,85
Equitabilidade (J')	0,88	0,86	0,93	0,93	0,81
Estimativa de riqueza (Chao 1)	42,0	62,4	70,3	99,6	55,7
Relação Sobs e Chao 1 (%)	44,8	64,3	56,2	68,8	68,7

Gua: Guatambú, SC; Cax: Caxambu, SC; Ri1 e 2: Rio dos Índios, RS; Ach: Águas de Chapecó, SC.

Mycetosoritis sp., *Nylanderia* sp. 1, *Octostruma rugifera* (Kempf, 1960) e *Pheidole* sp. 7. Quinze espécies de forma exclusiva no sítio Ri1: *Camponotus crassus* (Mayr, 1862), *Camponotus sericeiventris* (Guérin-Méneville, 1838), *Camponotus sericeiventris* (Guérin-Méneville, 1838), *Camponotus sexguttatus* (Fabricius, 1793), *Camponotus* sp. 3, *Camponotus* sp. 4, *Cephalotes* sp. 1, *Cyphomyrmex strigatus* (Mayr, 1887), *Gnamptogenys striolata* (Borgmeier, 1957), *Heteroponera inermis* (Emery, 1894), *Linepithema* sp. 2, *Myrmelachista catharinae* (Mayr, 1887), *Neivamyrmex punctaticeps* (Emery, 1894), *Neoponera crenata* (Roger, 1858), *Odontomachus affinis* (Guérin-Méneville, 1844) e *Wasmannia* sp. Vinte e três espécies ocorreram exclusivamente no sítio Ri2: *Acromyrmex aspersus* (F. Smith, 1858), *Apterostigma wasmannii* (Forel, 1892), *Brachymyrmex aphidicola* (Forel, 1909), *Camponotus cameranoi* (Emery, 1894), *Camponotus* sp. 5, *Camponotus* sp. 6, *Camponotus*

sp. 7, *Crematogaster magnifica* (Santschi, 1925), *Cyphomyrmex* sp., *Dinoponera australis* (Emery, 1901), *Hypoponera opaciceps* (Mayr, 1887), *Linepithema gallardoi* (Brèthes, 1914), *Linepithema inacatum* (Bolton, 1969), *Linepithema* sp. 3, *Myrmelachista gagatina* (Emery, 1894), *Pachycondyla harpax* (Fabricius, 1804), *Pachycondyla* sp. 1, *Pachycondyla* sp. 2, *Pheidole* sp. 10, *Pheidole* sp. 11, *Pheidole* sp. 8, *Pheidole* sp. 9 e *Solenopsis* sp. 2. No Ach, foram amostradas 15 espécies exclusivamente: *Brachymyrmex coactus* (Mayr, 1887), *Brachymyrmex cordemoyi* (Forel, 1895), *Camponotus alboannulatus* (Mayr, 1887), *Cephalotes angustus* (Mayr, 1862), *Cephalotes* sp. 2, *Crematogaster* sp., *Dorymyrmex brunneus* (Forel, 1908), *Hypoponera* sp. 1, *Hypoponera* sp. 2, *Pogonomyrmex naegelii* (Forel, 1878), *Pseudomyrmex termitarius* (F. Smith, 1855), *Pseudomyrmex* sp. 1, *Pseudomyrmex* sp. 2, *Solenopsis saevissima* (F. Smith, 1855) e *Strumigenys cultrigera* (Mayr, 1887) (Tabela 1).

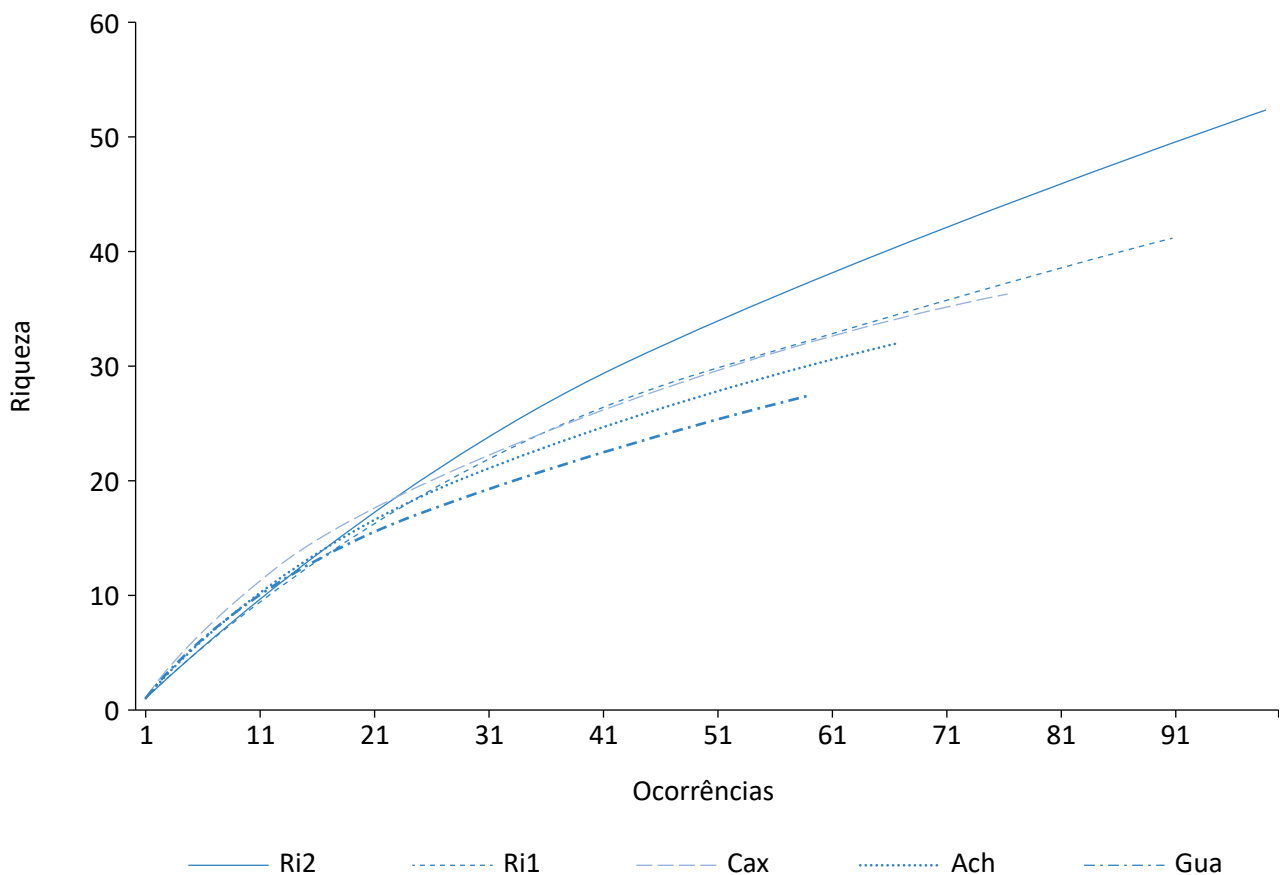
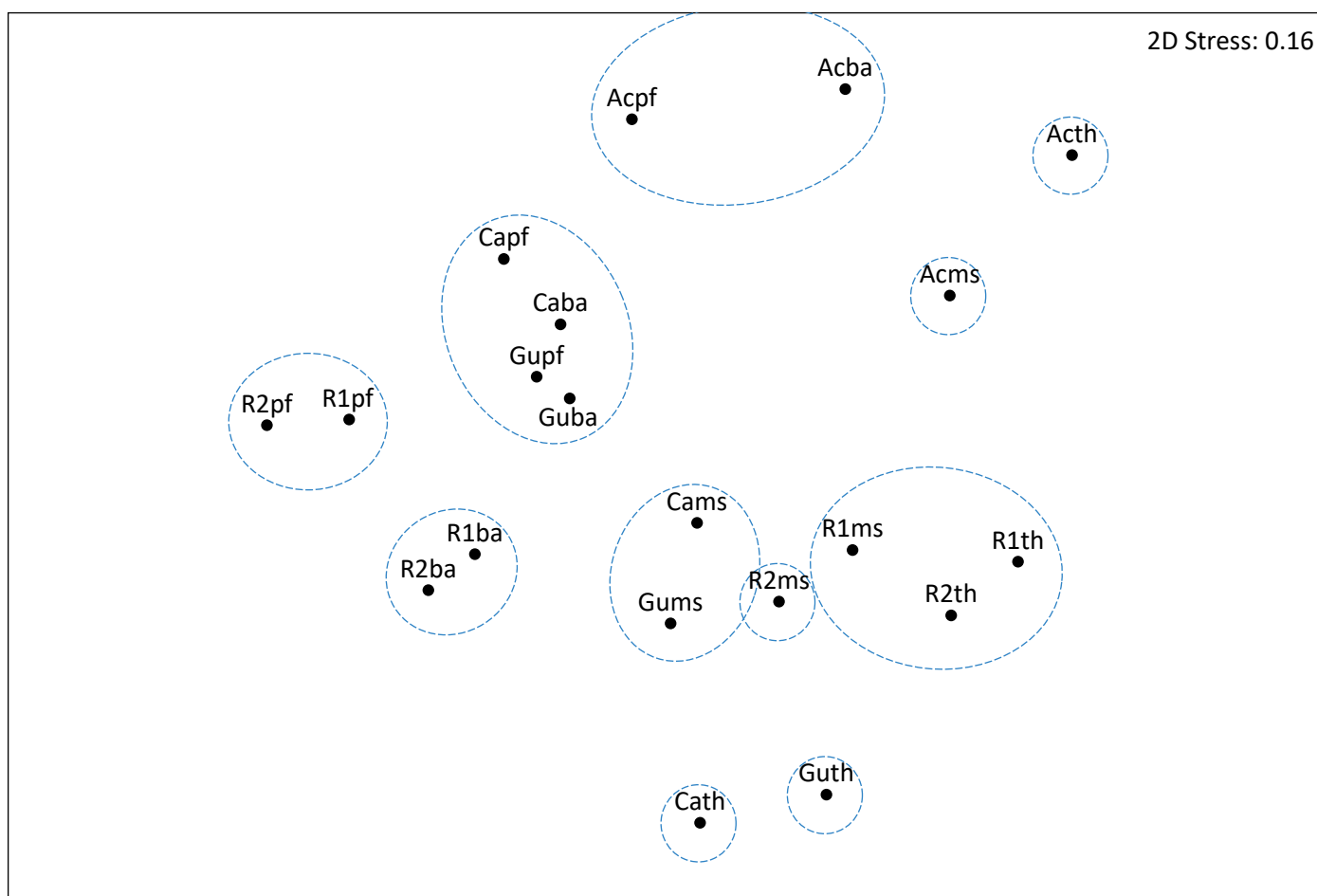


Figura 1 – Comparativo, pelo método de rarefação baseado em ocorrências, das assembleias de formigas amostradas em cinco sítios da Área de Preservação Permanente formado pelo lago da Hidrelétrica Foz do Chapecó. Dezembro de 2017 e janeiro de 2018.

A composição e a abundância diferiram nas amostras obtidas a partir de diferentes estratos dos sítios. Ao todo, 11 agrupamentos com similaridade de 35% entre si foram formados pela análise NMDS. As amostras obtidas nos *pitfalls* e nas iscas de sardinha e com glicose nos sítios Gua e Cax foram similares entre si. No sítio Ach, amostras com essas técnicas também apresentaram similaridade. Nos sítios Ri1 e Ri2, houve similaridade entre as amostras dos *pitfalls* e das iscas, contudo em dois grupos separados. As amostras obtidas com guarda-chuva entomológico e rede de varredura e as amostras manuais diferiram entre si e entre os ambientes, apresentando agrupamen-

tos difusos entre os ambientes ou isolados das amostras (Figura 2).

O percentual de espécies registradas no solo e na serrapilheira (em *pitfalls* e iscas) foi maior (82,2%) no sítio Ri1 e menor no sítio Ach (57,6%). A riqueza amostrada associada à vegetação (guarda-chuva entomológico e rede de varredura e amostras manuais) foi percentualmente maior no sítio Ach (21,2%) e menor no sítio Ri1 (13,3%). Espécies amostradas concomitantemente no solo e na vegetação foram percentualmente maiores no sítio Ach (21,2%) e menores no sítio Ri2 (3,4%) (Figura 3).



Gu: Guatambú, SC; Ca: Caxambu, SC; R1 e R2: Rio dos Índios, RS; Ac: Águas de Chapecó, SC; pf: *pitfall*, ba: iscas de sardinha e iscas de glicose; th: guarda-chuva entomológico e rede de varredura; ms: amostra manual. Associação pelo índice de Bray-Curtis. Os círculos representam 35% de similaridade.

Figura 2 – Ordenação, pelo método Non-metric Multidimensional Scaling, das amostras de formigas, obtidas com diferentes técnicas, em cinco sítios da Área de Preservação Permanente formado pelo lago da Hidrelétrica Foz do Chapecó, dezembro de 2017 e janeiro de 2018.

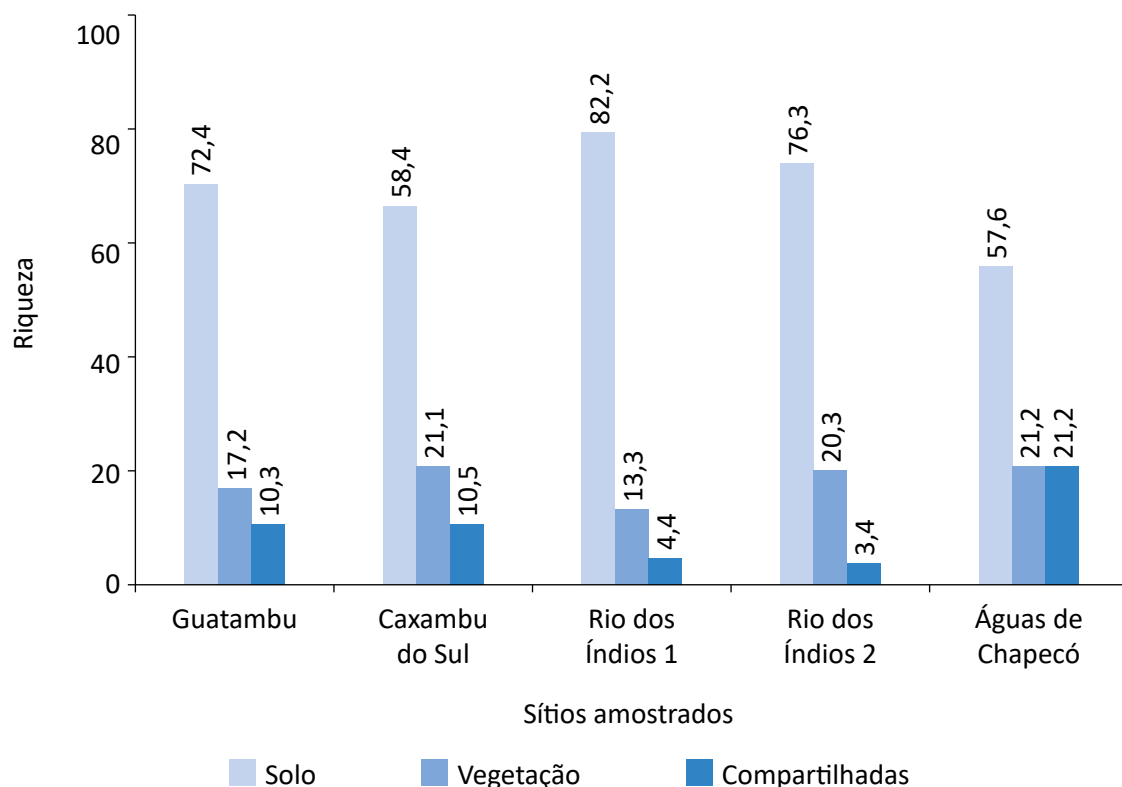


Figura 3 – Distribuição da riqueza de formigas nas amostras segundo as técnicas de amostragem utilizadas em cinco sítios da Área de Preservação Permanente formado pelo lago da Hidrelétrica Foz do Chapecó, dezembro de 2017 e janeiro de 2018.

DISCUSSÃO

Os sítios em processo de regeneração mais avançado (Ri2) e com vegetação nativa (Cax, Ri1 e Ri2) apresentaram maior riqueza, abundância e diversidade (H') em relação ao sítio que sofreu o maior impacto (Ach) e ao sítio coberto por reflorestamento de eucalipto (Gua). A maior diferença (68,8%) entre a riqueza amostrada e a estimada (Chao 1) foi observada no sítio Ri2, seguido pelo sítio mais impactado, ACH. A diversidade amostrada (subfamílias, gêneros e espécies) tem sido frequentemente registrada em inventários da mirmecofauna já realizados na Região Sul do Brasil (ULYSSEÁ *et al.*, 2011; CANTARELLI *et al.*, 2015; LUTINSKI *et al.*, 2017).

As subfamílias Myrmecinae e Formicinae são as mais ricas nos inventários da mirmecofauna realizados no bioma Mata Atlântica, tanto em número de gêneros quanto de espécies (ULYSSEÁ *et al.*, 2011; BACCARO *et al.*, 2015). A diversidade desses táxons está relacionada aos hábitos alimentares diversificados que apresentam, aos diferentes nichos que ocupam e às especializa-

ções que apresentam (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990). A subfamília Ponerinae também se destaca pela riqueza e abundância nos estudos realizados no Sul do Brasil. Caracteriza-se pelo hábito predador, o que indica diversidade de presas no ambiente, especialmente invertebrados (ULYSSEÁ *et al.*, 2011; BACCARO *et al.*, 2015).

O gênero *Pheidole* apresentou a maior riqueza ($S = 20$). Formigas pertencentes aos gêneros *Pheidole*, *Crematogaster*, *Solenopsis* e *Wasmannia* são descritas na literatura como epígeas, onívoras e dominantes (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003). Esses gêneros são diversos, com distribuição nos diferentes biomas brasileiros (BACCARO *et al.*, 2015). A riqueza desses gêneros indica estágio de regeneração ou conservação. Menor riqueza e maior abundância nas amostras indicam maior impacto, já que se observa tolerância em algumas espécies. O aumento da riqueza indica estágio mais avançado de recuperação, visto que muitas espécies também ocorrem associadas à vegetação e à serapilheira (LUTINSKI *et al.*, 2014; 2017; 2018). A riqueza

de formigas desses gêneros indica avanço no processo de regeneração da APP, sete anos após a formação do lago. O caráter de onivoria e o hábito generalista também é atribuído às formigas *Brachymyrmex* e *Nylanderia*. O comportamento de recrutamento e o tamanho pequeno (< 2 mm) dos espécimes (BACCARO et al., 2015) favorecem o acesso às fontes de alimento e podem explicar a ocorrência associada ao ambiente ACH. A resiliência observada nas espécies desses gêneros as credencia como indicadoras de ambientes sob maior impacto, já que decresceram em abundância e riqueza nos sítios em estágio mais avançado de regeneração.

A riqueza de *Dorymyrmex* e de *Linepithema* é frequentemente descrita em associação com ambientes antropizados (ULYSSÉA et al., 2011). A dominância em ambientes ecologicamente perturbados é frequentemente relatada (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003; LUTINSKI et al., 2014). Os registros de espécies desses gêneros foram mais frequentes nos sítios Cax, Ri1 e Ri2, mostrando que as espécies inventariadas indicam mais fielmente ambientes em estágio intermediário de regeneração do que estágios mais iniciais, como é o caso de Gua e Ach.

Formigas do gênero *Camponotus*, segundo mais rico neste estudo ($S = 18$), ocorrem nos diferentes estratos do ambiente, desde o solo até a copa das árvores. O mutualismo com insetos sugadores é frequentemente observado nessas formigas (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003). Algumas espécies são encontradas em ambientes antropizados (LUTINSKI et al., 2017), contudo o aumento na riqueza indica diversidade de vegetação e de nichos disponíveis (LUTINSKI & GARCIA, 2005). A ausência de um padrão nas ocorrências dessas formigas nos sítios amostrados permite inferir que o potencial como descritores do estágio de regeneração está associado às espécies, e não ao gênero. Todos os sítios apresentaram espécies de *Camponotus* de forma exclusivas e, ao mesmo tempo, compartilharam *C. mus*.

Conhecidas como formigas cultivadoras de fungos, *Acromyrmex*, *Apterostigma* e *Cyphomyrmex* indicam a presença de massa vegetal, viva ou na forma de serapilheira. Exercem papel na manutenção do solo em que as galerias dos seus ninhos contribuem para a aeração e a infiltração da água, enquanto seus excrementos o enriquecem (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003). *Apterostigma* e *Cyphomyrmex* ocorreram nos ambientes Ri1 e Ri2, mais conservados, e isso pode ser explicado pela presença da serapilheira nesses sítios, nos quais cultivam seus fungos. Espécies de *Acromyrmex* foram registradas também nos

demaís sítios, indicando tolerância das espécies amostradas e avanço no processo de regeneração da APP.

O hábito predador é compartilhado por formigas pertencentes aos gêneros *Dinoponera*, *Gnamptogenys*, *Heteroponera*, *Hypoconera*, *Labidus*, *Neivamyrmex*, *Neoponera*, *Pachycondyla*, *Odontomachus* e *Strumigenys* (BACCARO et al., 2015). A riqueza e a distribuição das ocorrências dessas formigas nas amostras indicam que, apesar das diferenças no estágio de regeneração em que os sítios se encontram, a APP, após sete anos de isolamento, oferece nichos comparáveis aos ambientes conservadas existentes na região (LUTINSKI et al., 2018). O crescimento da vegetação e a formação de serrapilheira em que essas formigas constroem seus ninhos e forrageiam (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003) podem explicar a riqueza amostrada.

Formigas *Cephalotes*, *Procryptocerus* e *Pseudomyrmex* são encontradas associadas à vegetação (BACCARO et al., 2015). A riqueza desses táxons no estudo caracteriza a regeneração da vegetação e a oferta de uma variedade de nichos para a nidificação e para o forrageio. Já as formigas *Pogonomyrmex* ($S = 2$) são coletoras de sementes (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003) e frequentes em ambientes abertos (LUTINSKI et al., 2014). A presença de formigas desses gêneros indica o avanço na recomposição da vegetação na APP.

A riqueza de formigas na APP pode ser, em média, 60,5% (Chao 1) maior do que a amostrada. A dinâmica na oferta de nichos durante o processo de regeneração da APP pode explicar a ocorrência de espécies em unicatas ou duplicatas, influenciando no resultado da estimativa (CHAO et al., 2009). É evidente também que, apesar da combinação de técnicas utilizadas e do esforço amostral empregado no inventário, uma amostragem apenas não é suficiente para inventariar toda a mirmecefalofauna da APP.

O H' variou entre 2,85 (Ach) e 3,81 (Ri2). Considerando-se o estágio de regeneração em que cada sítio se encontra, pode-se afirmar que o H' caracteriza um gradiente do sítio mais rico e em estágio mais avançado de regeneração, decrescendo para a área com histórico de pastagem, lavoura e reflorestamento, bem como para o canteiro de obras. Ainda, a diversidade H' amostrada na APP é semelhante aos valores encontrados em ambientes conservados na região (LUTINSKI et al., 2008). A J' foi superior a 0,5 em todos os sítios, indicando, segundo Peralta e Martínez (2013), uniformidade na distribuição das ocorrências nas amostras e menor dominância.

As amostras de formigas diferiram entre os sítios quanto à riqueza de formigas. A análise de rarefação apontou a maior riqueza no sítio Ri2, fragmento florestal, decrescendo para Ri1, Cax, Ach e Gua, um gradiente semelhante ao apontado pelo H'. O resultado corrobora o estudo realizado por Lutinski *et al.* (2018) sobre a importância de fragmentos florestais; contudo, indica que sete anos após a formação do lago, o histórico de uso do solo anterior ao isolamento para regeneração da APP ainda pode ser percebido a partir da riqueza de formigas.

As comunidades de formigas são afetadas pelos processos de regeneração da vegetação (RIBAS *et al.*, 2012), onde a intensidade da degradação ou alterações no ambiente podem produzir respostas diversas, beneficiando algumas espécies e prejudicando outras (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990). A diversidade de formigas tende a aumentar de acordo com a complexidade dos ambien-

tes, devido a maior disponibilidade de nichos presentes (HOLDEFER; LUTINSKI; GARCIA, 2017). As amostras deste estudo foram coletadas com o uso de um conjunto de métodos visando contemplar diferentes estratos dos ambientes. Nota-se que a composição e a abundância das espécies difere (NMDS) do solo e da serrapilheira (*pitfall* e iscas) para a vegetação (rede entomológica, guarda-chuva entomológico e amostras manuais). Nota-se também que um padrão de oferta e de ocupação dos nichos em cada sítio (Figura 3). Novamente, o sítio Ri3, mais conservado, apresentou maiores percentuais de espécies, ocorrendo apenas no solo ou na vegetação, e menor percentual da riqueza, ocorrendo de forma compartilhada. No outro extremo, o sítio Ach, submetido a maior impacto durante a implantação da UHE, apresentou menores percentuais de espécies, ocorrendo de forma exclusiva no solo ou vegetação e com um maior percentual de espécies sendo amostrado nos dois estratos.

CONCLUSÃO

Assembleias de formigas apresentam sensibilidade ao processo de regeneração da APP isolada para regeneração. Sítios em processo de regeneração mais avançado, com histórico prévio de cobertura por vegetação nativa, apresentam maior riqueza, abundância e diversidade em relação àqueles que sofrem maior impacto durante a instalação do empreendimento. Emerge a importância de planos de monitoramento pós-implantação de áreas diretamente afetadas por UHEs que contemplem ambientes com diferentes históricos de uso do solo. Ressalta-se também a importância da utilização de um protocolo de amostragem com diferentes técnicas

que contemplem os diferentes estratos do solo e da vegetação.

A diversidade amostrada (subfamílias, gêneros e espécies) tem sido frequentemente registrada em inventários da mirmecofauna já realizados na Região Sul do Brasil. Esse aspecto aponta para o potencial do uso das formigas como bioindicadores da diversidade e como descritores para o monitoramento pós-implantação de empreendimentos como UHE. Os resultados apontam que assembleias de formigas respondem ao processo de reconstituição da APP. A riqueza, a abundância e a composição das assembleias são preditores do estágio de regeneração dos estratos formados.

AGRADECIMENTOS

Ao Consórcio Foz do Chapecó, pela permissão para a amostragem na APP. À Universidade Comunitária da Região de Chapecó (UNOCHAPECÓ), pela bolsa de pesquisa iniciação científica (edital n° 35/REITORIA/2018).

A realização do estudo foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) — “autorização para atividades com finalidade científica” n° 50739-2, de 16 de setembro de 2016.

REFERÊNCIAS

ARMBRECHT, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Enigmatic biodiversity correlations: ant diversity responds to diverse resources. *Science*, v. 304, n. 5668, p. 284-286, 2004. <http://doi.org/10.1126/science.1094981>

BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNÁNDES, O. M.; IZZO, T.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. *Guia para gêneros de formigas no Brasil*. Manaus: INPA, 2015. 388 p.

- BHARTI, H.; BHARTI, M.; PFEIFER, M. Ants as bioindicators of ecosystem health in Shivalik Mountains of Himalayas: assessment of species diversity and invasive species. *Asian Myrmecology*, v. 8, p. 65-79, 2016. <http://doi.org/10.20362/am.008023>
- BOLTON, B. *Synopsis and classification of Formicidae*. Gainesville: The American Entomological Institute, 2003. 370 p.
- BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União*, Brasília, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 20 set. 2017.
- CAMPAGNOLO, K.; SILVEIRA, G. L.; MIOLA, A. C.; SILVA, R. L. L. Área de preservação permanente de um rio e análise da legislação de proteção da vegetação nativa. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 3, p. 831-842, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509828633>
- CANTARELLI, E. B.; FLECK, M. D.; GRANZOTTO, F.; CORASSA, J.; D'AVILA, M. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serrapilheira em diferentes sistemas de uso do solo. *Ciência Florestal*, v. 25, n. 3, p. 607-616, 2015. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509819612>
- CHAO, A.; COLWELL, R. K.; LIN, C. W.; GOTELLI, N. J. Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecological Society of America*, v. 90, n. 4, p. 1125-1133, 2009. <https://doi.org/10.1890/07-2147.1>
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. Primer: Getting started with v6. Plymouth routines in multivariate ecological research. Plymouth: Primer-E Ltd., 2005.
- CREPALDI, R. A.; PORTILHO, I. I. R.; SILVESTRE, R.; MERCANTE, F. M. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural*, v. 44, n. 5, p. 781-787, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782014000500004>
- FERNÁNDEZ, F. *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. 433 p.
- FOZ DO CHAPECÓ. Informações online sobre o consórcio da Hidrelétrica Foz do Chapecó. *Consórcio Foz do Chapecó*, Florianópolis, 2015. Disponível em: <<http://www.fozdochapeco.com.br>>. Acesso em: 18 set. 2017.
- GARDNER, T. A. *Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management*. Londres: Earth Scan, 2010. 360 p.
- GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. *EcoSim*: Null models software for ecology. Versão 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kelsey-Bear, 2001. Disponível em: <<http://garyentsminger.com/ecosim/>>. Acesso em: 18 set. 2017.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. Versão. 1.37. *Palaeontologia Electronica*, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf>. Acesso em: 19 set. 2017.
- HOLDEFER, D. R.; LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M. Does organic management of agroecosystems contribute to the maintenance of the richness of ants? *Semina: Ciências Agrárias*, v. 38, n. 6, p. 3455-3468, 2017. <http://doi.org/10.5433/1679-0359.2017v38n6p3455>
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. *The Ants*. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 746 p.
- KLIEMANN, B. C. K.; DELARIVA, R. L. Pequenas centrais hidrelétricas: cenários e perspectivas no estado do Paraná. *Ciência e Natura*, v. 37, n. 3, p. 274-283, 2015.
- KWON, T. S.; LEE, C. M.; SUNG, J. H. Diversity decrease of ant (Formicidae, Hymenoptera) after a forest disturbance: different responses among functional guilds. *Zoological Studies*, v. 3, n. 53, p. 37-47, 2014. <https://doi.org/10.1186/s40555-014-0037-z>
- LUTINSKI, J. A.; BAUCK, E. L.; FILTRO, M.; BUSATO, M. A.; KNAKIEWICZ, A. C.; GARCIA, F. R. M. Ant assemblage (Hymenoptera: Formicidae) in three wind farms in the State of Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 1, n. 77, p. 176-184, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.14115>

- LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M. Análise faunística de Formicidae (Hymenoptera: Apocrita) em ecossistema degradado no município de Chapecó, Santa Catarina. *Biotemas*, v. 18, n. 2, p. 73-86, 2005. <https://doi.org/10.5007/%25x>
- LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M.; LUTINSKI, C. J.; IOP, S. Diversidade de formigas na Floresta Nacional de Chapecó, Santa Catarina, Brasil. *Ciência Rural*, v. 38, n. 7, p. 1810-1816, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782008000700002>
- LUTINSKI, J. A.; ILHA, C.; LUTINSKI, C. J.; BAUCKE, L.; FILTRO, M.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M. Ant fauna associated with areas under the direct impact of small hydropower plants in the state of Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 2-13, 2017. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820170196>
- LUTINSKI, J. A.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Urban ant diversity (Hymenoptera: Formicidae) in ten cities of southern Brazil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 3, p. 332-342, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032013000300033>
- LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; BELING, J. F.; BUSAT, M. A.; CORRALO, V. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) associated to environments of a rural property in the extreme western region of the state of Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 12-23, 2018. <http://dx.doi.org/10.5327/Z2176-947820180180>
- LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecología Austral*, v. 24, n. 2, p. 229-237, 2014.
- NYAMUKONDIWA, C.; ADDISON, P. Food Preference and Foraging Activity of Ants: Recommendations for Field Applications of Low-Toxicity Baits. *Journal of Insect Science*, v. 14, p. 48, 2014. <https://dx.doi.org/10.1093%2Fjjs%2F14.1.48>
- PERALTA, L.; MARTÍNEZ, P. A. Ensembles de ácaros oribátidos en hormigueros de *Acromyrmex* spp. (Hymenoptera, Formicidae). *Ecología Austral*, v. 23, n. 3, p. 209-217, 2013.
- RAMOS, A. M.; SANTOS, L. A. R. dos; FORTES, L. T. G. (Orgs.). *Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990*. Brasília: INMET, 2009. 465 p.
- RAPPORT, D. J.; COSTANZA, R.; MCMICHAEL, A. J. Assessing ecosystem health. Trends in Ecology and Evolution, *School of Biological Sciences*, v. 13, n. 10, p. 397-402, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01449-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01449-9)
- RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L.; SCHOEREDER, J. H. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*, v. 20, n. 6, p. 712-720, 2012. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00831.x>
- ROMERO, H.; JAFFE, K. A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Savanna. *Biotropica*, v. 21, n. 4, p. 348-352, 1989. <https://doi.org/10.2307/2388285>
- SAAD, L. P.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; BUENO, O. C.; MORINI, M. S. Vinasse and Its Influence on Ant (Hymenoptera: Formicidae) Communities in Sugarcane Crops. *Journal Insect Science*, v. 17, n. 1, p. 11, 2017. <https://dx.doi.org/10.1093%2Fjisesa%2Fiew103>
- SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del Cerrado. In: FERNÁNDEZ, F. (Org.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 113-148.
- ULYSHEN, M. D. Arthropod vertical stratification in temperate deciduous forests: Implications for conservation-oriented management. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 9, p. 1479-1489, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.033>
- ULYSSÉA, M. A.; CERETO, C. E.; ROSUMEK, F. B.; SILVA, R. R.; LOPES, B. C. Updated list of ant species (Hymenoptera, Formicidae) recorded in Santa Catarina State, southern Brazil, with a discussion of research advances and priorities. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 55, n. 4, p. 603-611, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262011000400018>



EVALUATING SUSTAINABLE TERRITORIAL DEVELOPMENT WITH BUILT CAPITAL INDICATORS

AVALIAÇÃO DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DO TERRITÓRIO UTILIZANDO INDICADORES DE CAPITAL CONSTRUÍDO

Maria Fernanda Kauling 

Discente na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brazil.

Valdir Fernandes 

Docente na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brazil.

Marcelo Limont 

Docente na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brazil.

Maurício Dzedzic 

Docente na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brazil. Docente na Universidade Ceuma – São Luís (MA), Brazil.

Corresponding address:

Maurício Dzedzic – Universidade Positivo – Rua Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5.300 – Campo Comprido – CEP 81280-330 – Curitiba (PR), Brazil – E-mail: mauricio.dzedzic@prof.up.edu.br

Received on: 10/20/2018

Accepted on: 12/18/2018

ABSTRACT

In order to bolster the concept of sustainable territorial development in conjunction with the three capitals — natural, social, and built capital —, a conceptual methodology was elaborated. It utilized the infrastructure systems to group indicator dimensions of built capital, highlighting what actually corresponds to the territorial development reality and not just economic growth. This resulted in the selection of 70 indicators that were tested with data from the Curitiba Metropolitan Region (CMR). Thirty-five indicators were selected from the data available to evaluate the development in 29 municipalities that form the CMR. Finally, the Sustainable Territorial Development Index (INFRASTDI) and Inequality Index (II) were proposed to summarize the information collected.

Keywords: capital theory; urbanization; indicator framework; infrastructure; method; inequality index.

RESUMO

Para reforçar o conceito de desenvolvimento territorial sustentável em conjunto com os três capitais — natural, social e construído —, foi proposta uma metodologia conceitual. Os sistemas de infraestrutura foram empregados para agrupar as dimensões de indicadores do capital construído, destacando o que corresponde à realidade do desenvolvimento territorial e não apenas o crescimento econômico. Isso resultou na seleção de 70 indicadores que foram testados com dados da Região Metropolitana de Curitiba (RMC). Um total de 35 indicadores foi selecionado com base nos dados disponíveis para avaliar o desenvolvimento em 29 municípios que formam a RMC. Por fim, o Índice de Desenvolvimento Territorial Sustentável (INFRASTDI) e o Índice de Desigualdade (II) foram propostos para sintetizar as informações coletadas.

Palavras-chave: teoria dos capitais; urbanização; modelos de indicadores; infraestrutura; método; índice de desigualdade.

INTRODUCTION

Since the publication of the Brundtland Report in 1987, the theme of sustainable development has been the subject of innumerable debates motivated by the necessity to seek new productive and technological processes that can, at a minimum, combine the concept of sustainability to that of development. This entails the explicit attempt to draw a new economic paradigm that considers impacts on natural resources and guarantees social justice.

In this report, sustainable development is understood as the management of resources in such a manner as to guarantee the existence of these resources for current and future generations, considering potential gains and losses in different temporal and spatial scales. This recognizes that the concept is not static, but it is a process of change immersed in the complexity of elements that surround the quality of human life.

The discussions about sustainability indicators also emerged from the Brundtland Report and from Agenda 21, elaborated at the United Nations Conference on the Environment in Rio de Janeiro, 1992. Sustainability indicators evolved from “environmental indicators”, developed in the 1980s, and “indicators of sustainable dimensions”, developed in 1990. Based on Malheiros *et al.* (2012), Cavalcanti *et al.* (2017a, p. 334) defined sustainability indicators “as a way to materialize the concept of sustainability and at the same time integrate its dimensions”.

In order to aid the efficacy of public policies, the creation of space-delimited indicators is important, starting with the municipal realities since they are closer to the needs of the population (SCHWARZ, 2010).

However, indicator development has traditionally been focused on environmental, social and economic dimensions, often not considering the systemic nature of development, leaving out an important aspect, viz., infrastructure systems, which are part of the built capital. This gap was confirmed by a literature search conducted on August 03, 2018 through Portal de Periódicos da Capes (<http://www-periodicos-capes-gov-br.ez129.periodicos.capes.gov.br/>), which congregates 491 databases, including Compendex, PubMed, Scopus, Springer, Web of Science, to name only a few. The search was performed using the terms “Built Cap-

ital” to select articles from peer-reviewed journals, resulting in 1,097 articles. These results were filtered, selecting the descriptor “Infrastructure” (343), publication period 2010/2018 (186), and topics related to “sustainability” and “urbanization”, leading to 72 articles. Among these, 30 papers presented a built capital approach from the perspective of urban infrastructure, and only 10 studies considered this perspective for the development of indicator systems.

Built capital, according to Meadows (1998), comprises the physical structures built by men. It is the infrastructure, services, industry, highways, technological and scientific equipment, among others. Thus, the present work focuses on indicators of infrastructure as part of the built capital.

Authors such as Furtado (1974), Polanyi (2012), Sachs (2008), and Max-Neef (1993) consider infrastructure as the fundamental element of built capital and the fundamental dimension of development, as well as natural and social capital. Access to appropriate infrastructure can significantly improve the quality of life in communities and their socioeconomic outcomes, also influencing consumption patterns, and contributing to ecological awareness. This evidences the importance of evaluating sustainable territorial development through built capital indicators (HEGARTY & HOLDSWORTH, 2015; KALTENBORN *et al.*, 2017).

The present framework was developed while looking at the Curitiba Metropolitan Region (CMR), seeking to identify sustainable territorial development in metropolitan regions. It is important that public policies aimed at metropolitan regions, and not isolated cities, be based on indicators that reflect both local and regional realities. Thus, the present work contributes to the debate about sustainable development considering both local population aspects and public services policies.

In the following pages, a literature review is presented on sustainable territorial development, considering infrastructure as a representation of built capital, and indicators. After the methods section, the results present the 70 indicators selected for the assessment of sustainable territorial development, as well as the 35 indicators employed to assess the CMR. Combina-

tion of the selected indicators resulted in two indices for the region: one of sustainable infrastructure and another of inequality between the infrastructure of the

municipalities that compose the metropolitan region. The latter allows analysis of the sustainable development asymmetry at the regional level.

BACKGROUND

Sustainable territorial development

Chapter 28 of Agenda 21 highlighted that many of the problems it treated have their origins in local activities. The text recognizes that it is local public power that constructs, operates, and maintains economic and social infrastructure that impacts the environment, establishing the local processes and reflecting the execution of regional and national development policies (UNITED NATIONS, 1992).

The importance of local power is increasing with the recognition that in the territory are the critical challenges for human and sustainable development in all its dimensions. Initiatives such as the New Urban Agenda (UNITED NATIONS, 2017) and the Agenda for Sustainable Development 2030 have set the goal of making cities and human settlements inclusive, resilient and sustainable. The movement to seek sustainable actions from the public authorities closest to the population highlighted cities as a central point of sustainable development because it is the location of most activities and people (KLOPP & PETRETTA, 2017).

Taking the local territory as a starting point of development that directly affects the population permits a systematic analysis of sustainable development that is only viable if all the parts that compose the whole are identified and addressed (FÜRST *et al.*, 2013). The maturation of themes connected to the environment views the local economy and its spatial relations in relation to sustainable territorial development (BOSSSEL, 1998).

Sustainable territorial development is argued by Dalabrida (2011) as a structural process, which constitutes a territoriality, employed by an organized society, sustained by the potential local natural resources, tangible and intangible, that reorganizes the socioeconomic relations and aims to improve the population's quality of life. It also aims at: a synchronic solidarity with the current generation and a diachronic solidarity with future generations; assured access to basic conditions of universal healthcare and education; and a respect for

customs and traditions, as well as the legitimacy of institutions (SACHS, 2006).

According to Champollion (2006), territoriality is an inter and transdisciplinary concept with contribution from several disciplines, such as Geography, Anthropology, and Sociology, involving macro themes such as environmental issues, urban planning, and land use. Territoriality has two origins, legal and ecological, and three dimensions: an existential one (life), a physical one (frame) and an organizational or symbolic one (society). At the same time, it is also a human and social construction in which identity is produced (HOROCHOVSKI *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2013).

The idea of sustainable territorial development reinforces the importance given by Agenda 21 to local actions. The objective is to stimulate reflections, discussions, conflict resolution, stakeholder integration, and synergy with sustainable development (BAYULKEN & HUISINGH, 2015).

In the urban reality of large cities, it is important to note that the territory is not only in the city, as indicated by Local Agenda 21, but includes all of the cities in the surrounding region. Given the inert interdependence among the spaces arising from human activities (SILVA & FORTUNATO, 2007), the surrounding municipalities cannot be ignored.

Public policy management, during sustainable territorial development processes, should be more effective at improving the quality of goods and services offered to local populations. The implementation of these policies is, nevertheless, difficult and complex, facing uncertainties, diverging interests, different levels of government, and other restrictions. For more assertive decision-making, it is important to have management tools, such as indicators, that can recognize the complexity and structurally organize it (SCHWARZ, 2010; SANTANA *et al.*, 2011).

Indicators created from local information permit a view of the scenario much closer to reality. This leads to indicators that hold greater relevancy and are more comprehensible of diverse interests, guaranteeing greater representation (COUTINHO, 2006; CENTRULO *et al.*, 2013) alongside the possibility for more effective political action (MARTINET, 2011).

There are many initiatives on sustainable local-level indicators (HENDRICKSON, 2010; COX *et al.*, 2010; MAES *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2011; KUSAKABE, 2013; MARTIRE *et al.*, 2015; LUPOLI & MORSE, 2015; CARLSSON *et al.*, 2017; GINÉ-GARRIGA *et al.*, 2016; PATEL *et al.*, 2017; GALLI *et al.*, 2018), but it is observed that few studies effectively address the interaction between local and regional situations, which could be the basis for an analysis of existing inequalities in the region.

To select indicators that are closer to the local reality, Mascarenhas *et al.* (2010) propose a method that allows local sustainability managers to identify local strengths and weaknesses, evaluate ideas and potential actions. More important than assessing the conditions of the municipality is to identify the asymmetries between the neighboring municipalities of the same region with the objective of fomenting new ideas for jointly managing resources shared by all.

Thus, the proposed methodology classifies the indicators based on the natural, social and built capital ty-

Infrastructure systems representative of built capital

The theme of sustainable development involves human, ecological, political, and economic elements that are integrated, which often impedes distinguishing one element from another.

Thus, conceptually separating the elements as a study strategy aims to satisfy the plentitude that the theme demands. The dimensions brought by Sachs (2008) are one strategic approach in this direction. Meadows proposes a systematic structure of the economy, separated into three capitals. Natural, built and social capitals all collaborate for the same sustainable development objective: well-being (MEADOWS, 1998).

The integrated relationship of the capitals is constant, and built capital can increase or decrease the quality of the other capitals (FLORA, 2008). Sustainability on the level of built capital means to invest at least

as fast as the capital is depreciated (COMOLLI, 2006). Cross sustainability means maintaining the flux required by built capital within the sustainable returns and capacities of primary resources — natural capital (MEADOWS, 1998). Built capital is fundamental to achieve sustainable development, either through technocentrism that prescribes the responsibility of replacing natural capital with built capital, or the ecocentric vision, in which the built capital complements natural capital over time. Economic theories of sustainable development consider the creation of infrastructure, investment in technology and other manufactured goods essential for the sustainability and well-being of the population. However, because it is often considered an element of economic growth and not part of an integrated development of sustainability, built capital is not adequately explored in the literature (SIRGY, 2011). Natural and social capital indicators are abundant in the literature, but there are few studies that explore built capital, notwithstanding its irrefutable importance for the development and for the assessment of sustainability. Therefore, studies are necessary in this sense, as sought to accomplish here.

This work also proposes a sustainability index and an inequality index to identify differences in infrastructure between metropolitan cities.

as fast as the capital is depreciated (COMOLLI, 2006). Cross sustainability means maintaining the flux required by built capital within the sustainable returns and capacities of primary resources — natural capital (MEADOWS, 1998).

Here, Meadows' (1988) definition of built capital is adopted. It is an intermediate means that associates man's technology and the created improvements to promote a larger goal, i.e., well-being, without which the development would be disqualified. Built capital, for Meadows (1998), combines the characteristics of being the production capacity of the economy, of growing by investment, and decreasing by depreciation or obsolescence. It is also a transformer of natural capital, thus controlling its use (O'CONNOR, 2000; KARVONEN, 2001; COMOLLI, 2006). Furthermore, built

capital is auto-reproducing (the larger the investment in production, the larger the production and the larger the investment), which the author identifies as a feedback circuit.

In the literature, built capital is defined by its representations. For Flora (2008), it is the infrastructure that supports the community, including the services of telecommunications, industrial parks, water and wastewater treatment systems, highways, and technological and scientific equipment. Often this built capital is the focus of a community's efforts to develop.

Brocklesby and Fisher (2003) include in this category highways, heavy equipment, factories, houses and apartments, in addition to the basic necessities such as food and clothing. They also include items that are not indispensable, but are a part of daily life, such as washing machines, dishwashers, cars, telephones, and computers.

Income and financial flows can be categorized as financial capital (BROCKLESBY & FISHER, 2003; FLORA, 2008), but are considered by Meadows (1998) and Mulder *et al.* (2006) as aspects of built capital.

Built capital is underexplored in the sustainable development studies; the theme is usually related to the natural and social capitals. According to Parkin *et al.* (2003), there are only two true sources of wealth that are the basis of any development process: the Earth (natural capital), and human capacities (human and social capital). Everything else derives from these two primary sources. However, the infrastructure, representative of built capital, is made up of the constructions and

public services essential for the quality of human life in their territory, needs to be considered when dealing with sustainable development.

With the aim of improving result measurements, Meadows (1998) subdivided built capital among intertwined categories that remain aligned with the principle of built capital, as well as physical structures built by men. Among these categories is public infrastructure capital exemplified by highways, ports, bridges, and sanitation. The author highlights the public infrastructure category, since it is the base of the economy, which is reflected in all other categories of built capital.

Public infrastructure was then selected to represent built capital, since it is defined as that infrastructure which supports the life of a community (BROCKLESBY & FISHER, 2003; FLORA, 2008), and also highlighted as the principal category of built capital by authors such as Meadows (1998) and Mulder *et al.* (2006).

It was then necessary to select among all infrastructure systems those fundamental to the structure of civil life. These consisted of basic public subsidies for local development, capable of stimulating economic movements, and generating demand for new structures. With the infrastructure systems defined, the corresponding indicators were compiled.

Aiming to develop adequate infrastructure indicators for the current reality of the CMR — similar work was conducted by Cavalcanti *et al.* (2017a; 2017b), focusing on urban mobility projects in Curitiba —, a method was developed to select and analyze indicators that measure sustainable territorial development.

METHOD

The method adopted in this work is similar to that described by Bardin (2007) in his content analysis method, including: pre-analysis, exploration of the material, and treatment of the results.

In the first stage, indicator systems were selected from international organizations — United Nations (UN), World Bank, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) —, universities and government institutions from countries such as Canada, the Netherlands, the United States, the United Kingdom and the European Union. The indicators that

make up each selected system were classified in the categories proposed by Meadows (1998) of natural, social and built capital. For the second stage, only the built capital indicators were used. Based on the theoretical references described, a search was made in the literature of infrastructure systems considered part of the core of public buildings and services relevant to local development.

As a result, the cited systems were compiled as the basis of public infrastructure for economic activation and basic quality of life for the population: transpor-

tation, sanitation, health, education, energy, housing, communication.

Urban infrastructure is part of the concept of sustainable development and directly related to the well-being of the population. Urban policy projects are one of the most challenging problems for public managers, since rapid urbanization has increased the need for better governance of cities (ZHANG & LI, 2018). The limit of the substitution of natural capital by built capital, one of the bases of the theory of weak sustainability, defended by neoclassical economics, is also a question of management of public infrastructure and integrates the perspective of sustainable development (RAMOS & CAEIRO, 2010).

The capital indicators selected in the first stage and also present in the indicator systems selected in the second stage make up the final selection. This resulted in the 70 indicators listed in Tables 1 to 7.

The second phase of the content analysis method of Bardin (2007) deals with the exploration of the material, in which the collected textual material is submitted

to an in-depth study, guided by theoretical references, as happened in the analyses following the selections from the first phase.

The third phase involves the treatment of the results, highlighting information for the elaboration of conclusive interpretations, making a reflexive and critical analysis possible. Corresponding to the last step, the indicators relevant to the CMR were selected.

For this last stage, a survey was carried out in national official databases — Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES), Federação das Indústrias do Estado do Paraná, Government of the State of Paraná, Ministries, Government Agencies, City Halls —, in search of data concerning the 70 indicators. Absence of data or inadequacy of existing official data were criteria for discarding indicators (SICHE *et al.*, 2007). Thus, 35 indicators of infrastructure were obtained from the perspective of territorial development for the CMR, aligning the concept of sustainable development with the identity of the territory.

RESULTS

The review of the literature identified 23 indicator models that are described in the Appendix, which encompass 7 infrastructure systems and 70 indicators. Most of these indicator models, 20 of 23, were proposed by international organizations involved in the sustainable development debate. The infrastructure systems comprise: transportation, sanitation, health, education, energy, housing, and communication. Tables 1 to 7, each pertaining to one of the infrastructure systems, present the indicators found, which are related to built capital, in descending order of occurrence in the models. These indicators cover broad aspects of infrastructure, and validation in the territory is important to ensure that they adequately represent geographic, social, and cultural realities.

Table 1, showing the transportation system, offers an example of the importance of considering indicators under the perspective of the specific territory: indicators evaluating the existence of ports and maritime transportation services are only relevant to coastal territories. Other indicators, such as train

transportation, the ability to travel by train, high speed trains, and river transportation, also were not utilized for CMR due to the absence of these services in the region, even though they are considered good infrastructure indicators according to the criteria proposed by Meadows (1998), fulfilling the conditions of content, efficiency, and relevancy. Table 2 shows the indicators for the sanitation system, the only type of infrastructure for which all indicators were included in the evaluation of the CMR. Heeding the precepts of Siche *et al.* (2007), they can capture the available information, permitting the analysis of territory scenario and reflect on the combination of public policies in the area of sanitation.

The health and education systems, listed in Tables 3 and 4, respectively, were considered as infrastructure, but could also be classified as social capital (MEADOWS, 1998). Their inclusion seeks to include in the analysis the infrastructure built for the health and education sectors, even if some of the indicators selected provide indirect measurement of the available infrastructure.

Table 1 – Compiled transportation system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators (framework – Appendix)
6 – Maximum	TRANS 1	Highways (km) (1,3,10,12,14,18)
6	TRANS 2	Public transport coverage (km) (5,6,7,12,14,18)
6	TRANS 3	Number of automobiles per inhabitant (5, 6,7,8,14,19)
4	TRANS 4	Railways (km) (1,10,12,18)
3	TRANS 5	Number of airports (8, 10, 18)
2	TRANS 6	Bicycle lanes (km) (5,7)
2	TRANS 7	Pedestrian walkways (5,7)
2	TRANS 8	Number of ports (10,18)
1	TRANS 9	Condition of roads and bridges (7)
1	TRANS 10	Availability of maritime freight transport (8) (yes/no)
1	TRANS 11	Availability of railway freight transport (8) (yes/no)
1	TRANS 12	Availability of highway freight transport (8) (yes/no)
1	TRANS 13	High speed trains (km) (8)
1	TRANS 14	River transportation (yes/no) (8)
1	TRANS 15	Number of seats in public transportation (5)

Table 2 – Compiled sanitation system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators – (framework – appendix)
15	SAN 1	Number of residences connected to the drinking water network (2,4,5,7,8,9,10,12,13,14,15, 16,17,19,22 ¹)
14	SAN 2	Number of residences connected to the wastewater network (2,4,7,8,9,10,12,13,14,15,16,17,19,22)
4	SAN 3	Volume of solid wastes collected (m ³) (5,6,7,17)
4	SAN 4	Adequate destination of collected wastes (12,15,16,22)
3	SAN 5	Screening and treatment of urban water (m ³) (8,15,16)
2	SAN 6	Coverage of the domestic waste collection services (%) (8,16)
2	SAN 7	Coverage of the recyclable waste collection services (%) (5,16)
1	SAN 8	Number of solid waste landfills (7)
1	SAN 9	Volume of wastes deposited in landfills (7)
1	SAN 10	Utilized portion of the water abstracted from sources (%) (8)
1	SAN 11	Water intensity* (m ³ /currency unit \$) (6)
1	SAN 12	Investment in water system update (% GDP) (17)

*According to Grimoni *et al.* (2004), water intensity is the total water demand divided by the gross domestic product (GDP).

Table 3 – Compiled healthcare system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators (framework – appendix)
4	HLTH 1	Inclusion in the healthcare system (% of the population) (11,12,16,22)
2	HLTH 2	Public investment in healthcare (% of GDP) (7, 19)
2	HLTH 3	Number of health establishments (8,12)
2	HLTH 4	Number of hospital beds offered per 1000 inhabitants (8,22)
2	HLTH 5	Efficiency: average length of stay (5,11)
1	HLTH 6	Infant mortality rate (for every 1,000 live births - UN) (10)
1	HLTH 7	Life expectancy (10)
1	HLTH 8	Healthcare costs (% of GDP) (11)
1	HLTH 9	Number of doctors per inhabitants (5)
1	HLTH 10	Number of hospital admissions –patients admitted per day (5)
1	HLTH 11	Quality – % of satisfied persons in the public healthcare system (11)
1	HLTH 12	Hospital infection* (3)

UN: United Nations; *according the National Agency of Sanitary Surveillance (ANVISA, 2016), hospital infection is the number of primary blood-stream infections related to the use of a central venous catheter, in patients interned at an ICU of 10 or more beds, per 1,000 interments.

The connection between the health and education sectors and sustainable development, translated as the well-being of the population, is underexplored in the literature. Thus, the present work aims to contribute to the discussion and the evaluation of the health and education sectors as infrastructure systems, representative of built capital.

The indicators for the education system, listed in Table 4, included those used in the school census by the Ministry of Education that reflect the infrastructure conditions of the educational establishments in the municipalities.

The infrastructure conditions of public elementary, secondary and adult schools were analyzed through the indicators recommended by Unesco in the document Monitoring Education Indicators Agenda 2030 (UNESCO, 2015):

- accessible toilets;
- accessibility for people with physical limitations;

- public energy network;
- water system network;
- clean drinking water;
- internet;
- computers available to students;
- computers available for pedagogical support.

The School Census (BRASIL, 2010) reports the percentage of total public elementary, secondary, and adult schools in each municipality that satisfy Unesco indicators. The ideal to be achieved is that all existing educational establishments fulfill the indicated criteria.

An index (INFRACON) was calculated for each level of education, using indicators a-f from the list above, and assigning equal weights to all.

Table 4 – Compiled education system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicator (framework – appendix)
5	EDU 1	Primary education enrollment rate (% - of enrolled per age group) (4,8,12,17,19)
4	EDU 2	Secondary education enrollment rate (% - of enrolled per age group) (4,8,17,19)
3	EDU 3	Higher education enrollment (% - number of enrolled per age group) (4,17,19)
3	EDU 4	Public investment in education (% of GDP) (8,10,19)
3	EDU 5	Access and coverage of public education(% population) (11,12,19)
2	EDU 6	Adult enrollment rate (% - number of enrolled per age group population) (7,8)
1	EDU 7	Number of daycare spots (% - number of spots per age group population) (7)
1	EDU 8	Number of preschool spots (% - number of spots per age group population) (7)
1	EDU 9	Number of schools in sustainable school programs (% - per number of schools) (7)
1	EDU 11	Professional secondary education enrollment (ratio between professional and non-professional secondary education enrollment - %) (8)
1	EDU 12	Research investment (% of GDP) (10)
1	EDU 13	Teaching quality –Basic Education Development Index (BEDI) based on the National Institute of Studies and Research (Inep) of the Ministry of Education (MEC) combined yield data. (11)
Ministry of Education	INFRACON 1	Infrastructure conditions of elementary schools (% schools meet Unesco indicators)
Ministry of Education	INFRACON 2	Infrastructure conditions of secondary schools (% schools meet Unesco indicators)
Ministry of Education	INFRACON 3	Infrastructure conditions of adult schools (% schools meet Unesco indicators)

GDP: gross domestic product; Unesco: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

Table 5 – Compiled energy system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators (framework – appendix)
9	ENE 1	Energy consumption (MWh) (2,4,5,7,8,9,16,19,23)
2	ENE 2	Energy produced with the use of fossil fuels (% of energy consumed) (3,23)
2	ENE 3	Sustainable energy production (% of energy consumed) (8,20)
2	ENE 4	Coverage area of the electricity grid (number of households with energy connection) (12,22)
2	ENE 5	Efficiency/energetic intensity* (kWh/ currency unit \$). (6,16)
1	ENE 6	Energy produced using wood as a source (% percent of energy consumed) (3)
1	ENE 7	Energy generation (TWh) (8)
1	ENE 8	Investment in new energy plants (% of investment in the total sector) (18)
1	ENE 9	Investment in research and development (R&D) of energy (% of GDP) (20)
1	ENE 10	Fuel Intensity** (L/currency unit \$) (6)

GDP: gross domestic product; *according to Grimoni *et al.* (2004), efficiency/energetic intensity is the quantity of energy used for economic production divided by the GDP; **according to Grimoni *et al.* (2004), fuel Intensity is the quantity of fuel used for economic production divided by the GDP.

Table 6 – Compiled housing system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators (framework – appendix)
6	HOME 1	Number of residences in relation to the total population (3,5,7,8,16,19)
1	HOME 2	Investment in low-income housing (% of GDP) (7)
1	HOME 3	Number of urban settlements (19)
1	HOME 4	Investment in low-income lodging (% of GDP) (19)
1	HOME 5	Housing coverage (Brazilian Ministry of Cities)

Table 7 – Compiled communication system indicators in descending order of occurrence in the researched indicator models that consider built capital.

Number of occurrences	Indicator acronym	Indicators (framework – appendix)
5	COMM 1	Access to the Internet by number of inhabitants (2,4,8,16,18)
3	COMM 2	Access to the telephone network by number of inhabitants. (4,16,22)
2	COMM 3	Access to mobile telecommunications by number of inhabitants (18,22)
1	COMM 4	Number of inhabitants included in some communication system (10)

The number of computers available to students and pedagogical support were not used in the calculation of the index because that information does not depict the situation properly, since ratios of computers to the respective populations would be more adequate to portray infrastructure conditions, and not simply totals.

For the energy system, detailed in Table 5, only two indicators were included (ENE 1 and ENE 4) for the evaluation of CMR, because of the lack of data for the others. The utility company for the state of Paraná, Copel, presents its data for the state as a whole and not by municipality.

Table 6 lists the indicators compiled for the housing infrastructure system. The indicator “number of residences in relation to the total population” (HOME 1) is highlighted because it is the basis for calculating the housing conditions of the population.

There are studies in Brazil that indicate the occurrence of a housing deficit in the country. The main component of the calculation of the housing deficit, in quantitative terms, is based on the subtraction of the total number of families from the total number of households. There will be a housing deficit when the number of families is greater than the number of households (ALVES & CAVENAGHI, 2007).

By this method, there is no housing deficit in the municipalities of the CMR, because the number of households is greater than the number of families, considering the different categories of domicile and the concept of family defined by research institutes IBGE and IPARDES.

Another method, adopted by the federal government through the Ministry of Cities (FURTADO *et al.*, 2013), was developed by the João Pinheiro Foundation and uses qualitative indicators (precarious, rustic or improvised households, families residing in rooms, households whose rental value exceeds 30% of total household income, and three or more people residing in the same room), showing the existence of a housing deficit in Brazil.

The result obtained by the João Pinheiro Foundation’s method was adopted as the indicator “housing coverage” (HOME 5).

Among the indicators compiled for housing and communication, listed in Tables 6 and 7, respectively, only one indicator for each system was discarded (HOME 4 and COMM 4) due to imprecise definitions. Indicators must have clear content and no uncertainty in the direction, using units that make sense (BELLEN, 2005; SICHE *et al.*, 2007; PHILIPPI JR. & MALHEIROS, 2012).

Indicator HOME 4 was discarded due to the lack of specific data for the CMR and also due to uncertainty regarding what it exactly attempts to measure (MEADOWS, 1998). Additionally, once the available information was found regarding the expenditures of the municipalities, it was not clear if this responded to the indicator.

COMM 4, which establishes the “number of inhabitants in some communication system”, was discarded since it did not state which indicator system it intended to measure nor how it would be operationalized.

The compiled indicators must be contextualized to the territory being evaluated so that they may effectively measure sustainable territory development.

ANALYSIS AND DISCUSSION

The compiled indicators were tested with data from the CMR in order to verify their capacity of measuring the quality of development for those municipalities integrated in the metropolis. Among the 70 available, 35 indicators were included in this evaluation, which are listed in Table 8.

In order to facilitate interpretation of the results for each infrastructure system, an index (Sustainable Territory Development Index—STDI), defined as the arithmetic

mean of the included indicators, was created. The sum of the infrastructure indices divided by the number of systems formed the Sustainable Territorial Development Index (INFRASTDI). In agreement with Mayer (2008), aggregating indicators in an index provides a system overview, and when calculated periodically indicates if this system is becoming more or less sustainable, identifying strengths and weaknesses (CAETANO, 2013). Sustainability indices are specifically developed to aid decision-makers. The INFRASTDI synthesizes the current

Table 8 – The 35 indicators included for evaluation of the Curitiba Metropolitan Region (CMR).

Infrastructure system	Indicator acronym	Indicator
TRANSPORT	TRANS 2	Public transportation coverage (km)
	TRANS 3	Number of automobiles per inhabitant
	TRANS 5	Number of airports
	TRANS 6	Bicycle lanes (km)
SANITATION	SAN 1	Number of residences connected to the drinking water network
	SAN 2	Number of residences connected to the wastewater network
	SAN 3	Volume of solid wastes collected (m ³)
	SAN 4	Adequate destination of collected wastes
	SAN 5	Screening and treatment of urban water (m ³)
	SAN 6	Coverage of the domestic waste collection services (%)
	SAN 7	Recycled waste collection services coverage (%)
	SAN 8	Number of solid waste landfills
	SAN 9	Volume of wastes deposited in landfills
	SAN 10	Water collection capacity (m ³)
	SAN 11	Water intensity
	SAN 12	Investment in water renewal (%GDP)
HEALTH	HLTH 3	Number of health establishments
	HLTH 4	Number of hospital beds offered per 1,000 inhabitants
	HLTH 8	Healthcare costs (% of GDP)
	HLTH 9	Number of doctors per inhabitants
EDUCATION	EDU 4	Public investment in education (% of GDP)
	EDU 5	Access and coverage of public education (% population)
	EDU 11	Professional secondary education enrollment (average with the normal secondary education enrollment rate.
	INFRACON 1	Infrastructure conditions of elementary schools (% schools meet Unesco indicators)
	INFRACON 2	Infrastructure conditions of secondary schools (% schools meet Unesco indicators)
	INFRACON 3	Infrastructure conditions of adult schools (% schools meet Unesco indicators)
ENERGY	ENE 1	Energy consumption (% variation of GDP)
	ENE 4	Electricity grid coverage
HOUSING	HOME 1	Number of residences in relation to total population
	HOME 2	Investment in low-income housing (% of GDP)
	HOME 3	Number of urban settlements
	HOME 5	Housing service
COMMUNICATION	COMM 1	Access to the internet by number of inhabitants
	COMM 2	Access to the telephone network by number of inhabitants.
	COMM 3	Access to mobile telecommunications (number of inhabitants)

GDP: gross domestic product; Unesco: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

situation of the system, but it is important to note that indices do not capture all phenomena occurring in a system, such as technology change or the adaptability of social systems (SICHE *et al.*, 2007).

The INFRASTDI does not aggregate the information of all the selected indicators, but only those that could be expressed numerically. Similarly to Zeijl-Rozema and Martens (2010) and Allen *et al.* (2017), relating the numerical indicator to other assessment measures allows for a more meaningful sustainability analysis. Thus, it should be analyzed in conjunction with the additional indicators of a more qualitative nature, such as in the case of the sanitation infrastructure indicator “adequate destination of collected wastes” (SAN 4), because it shows that municipalities can still use dumps as the destination of their wastes.

For each infrastructure system, a scale classifying the sustainable territorial development of built capital for the municipalities of the CMR was constructed based upon the INFRASTDI results. Following the methodology described by Li and Li (2017), the scale was developed arbitrarily, prioritizing a strong sustainability assessment, considering critical limits for the replacement of natural capital by built capital. The scale considered the level of development high for those municipalities whose score was higher than 80%, medium for scores between 41 and 80%, and low for those with scores below 40%, based on the perception of the authors upon examining the results and considering the apparent/observed levels of development of each municipality. It should also be noted that this subjectivity in the definition of ranges means that these limits should only be applied to the CMR.

The region average indices for each system, as well as the INFRASTDI for the CMR, are shown in Table 9.

The lack of integrated investments in the CMR increases the rising inequality, affecting the development level of cities with better conditions, which have their infrastructure overused and overburdened by the populations of adjacent cities, making the index values, in practice, lower than those calculated.

Figure 1 shows the STD level classification of the CMR cities according to the INFRASTDI values. The scale proposed here considers five levels of development — low, medium low, medium, medium high, and high — to consider the existing amplitude among the cities’ levels of development.

No city was classified as having a high level of development. Curitiba had the highest result with 72%. The small differences observed between the development levels of various cities as shown by the INFRASTDI adds to the common criticism of indices, which is that the aggregation of information masks heterogeneous situations through the summation of data (SICHE *et al.*, 2007).

Comparing the average values for the CMR, listed on Table 9, with the data shown on Figure 1 reveals that only Curitiba and São José dos Pinhais have INFRASTDI values above the CMR average. This exposes the mismatch of development in the region that could be of interest to the smaller peripheral cities that compose the region, justifying the need for better infrastructure. Different degrees of sustainability among municipalities in the same metropolitan region were also identified by Carli *et al.* (2018). The discussion stresses the need for effective integrated management of municipal services, infrastructure and communication networks at the metropolitan level, evaluated by a set of indicators consistent with the overall sustainability goal for the metropolis (GIATTI, 2013).

In search of a more precise analysis, the results of the STD classification shown in Figure 1 allow for an inequality analysis and the respective existing levels of integration among the CMR cities, furthering the findings of Queiroz Ribeiro *et al.* (2012). To investigate unequal development among the cities, the Curitiba Metropolitan Region Inequality Index (CMRII) was created. This calculates the percentage deviation between the largest INFRASTDI city, Curitiba (72) and the INFRASTDI value of each city for each infrastructure system (Table 10).

Equations 1 and 2 indicate the manner in which the II was calculated, for each infrastructure system. Equation 1 expresses the calculation of the II for each city, while Equation 2 shows how the region average is calculated, weighted by population.

$$II_{\text{Municipality, system}} = \left(\frac{\text{Highest STDI Value}_{\text{system}} - \text{STDI}_{\text{Municipality, system}}}{\text{Highest STDI Value}_{\text{system}}} \right) \cdot 100 \quad (1)$$

Highest STDI Value_{system}

In which:

$II_{\text{Municipality, system}}$ = the Municipal Inequality Index for each specific infrastructure system;

Highest STDI Value_{system} = the largest result obtained for the STDI among the cities for each specific infrastructure system;

STDI_{Municipality} = the STDI value for the city for each specific infrastructure system.

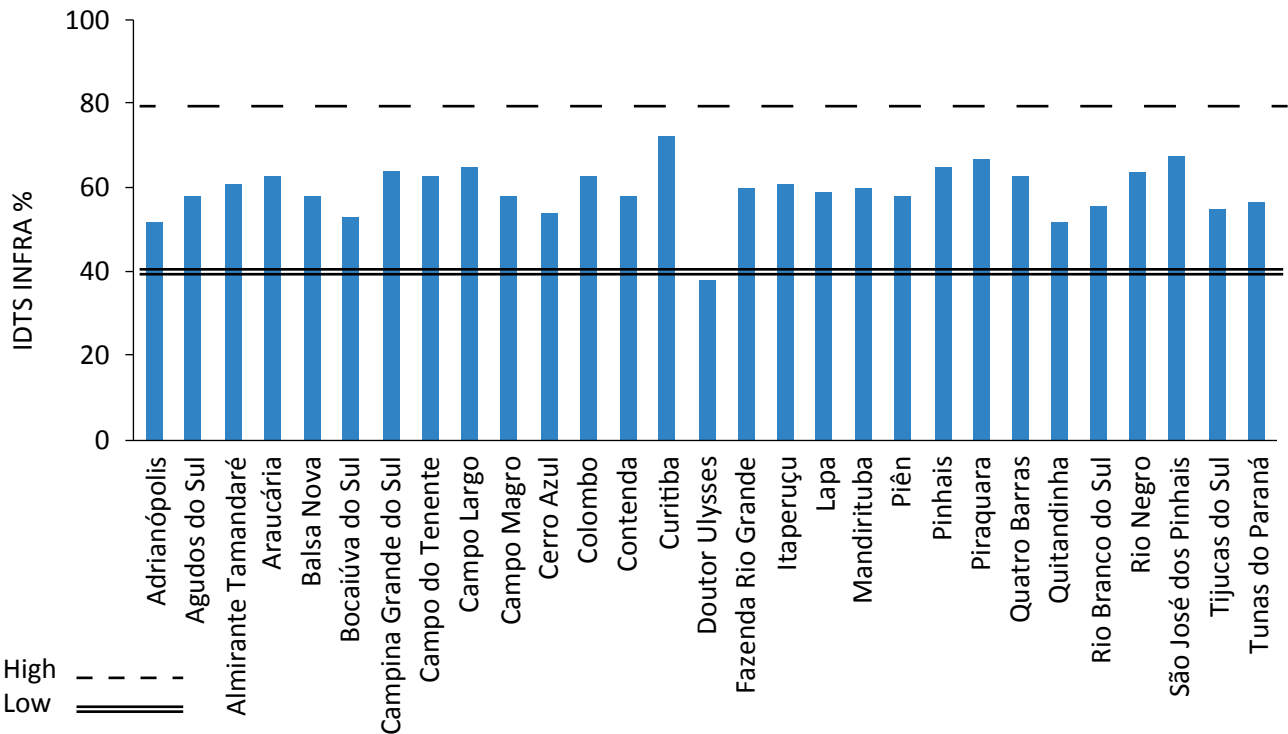
The average Inequality Index for the CMR is defined as the weighted average of the Municipal Inequality Indices, taking population as the weight (Equation 2).

$$(II)_{CMR, system} = \frac{\sum [(III)_{Municipality, system} \cdot \text{Municipal Population}]}{\sum \text{Municipal Population}} \quad (2)$$

The results for the inequality index show the lack of homogeneity in the region’s development. The inequality in some systems, such as transport (19.85%) and education (18.48%), is very large when compared to the energy sector (0.13%). Figure 2 shows the inequality index (II) for all cities in the CMR.

Table 9 – Curitiba Metropolitan Region (CMR) averages for each infrastructure system index and for the Sustainable Territorial Development Index (INFRASTDI).

Infrastructure system	Index	CMR value (%)	INFRASTDI CMR (%)
Transportation	IDTSTRANS	75.90	67.64
Sanitation	IDTSSAN	77.86	
Healthcare	IDTSHLTH	67.73	
Education	IDTSEDU	68.78	
Energy	IDTSENE	99.87	
Housing	IDTSHOME	91.57	
Communication	IDTSCOMM	58.86	



IDTSINFRA: Índice de Desenvolvimento Territorial Sustentável de Infraestrutura.

Figure 1 – Sustainable Territory Development level classification of the Curitiba Metropolitan Region cities conforming to the Sustainable Territorial Development Index values.

The results reinforce the sustainable development classification exhibited in Table 10, the cities with the lowest INFRASTDI values were also those with the highest levels in the II, or, in other words, the lower the inequality in infrastructure conditions in relation to the city, the better the region index.

The historical process of metropolitan planning in Curitiba emphasized issues related to the industrialization

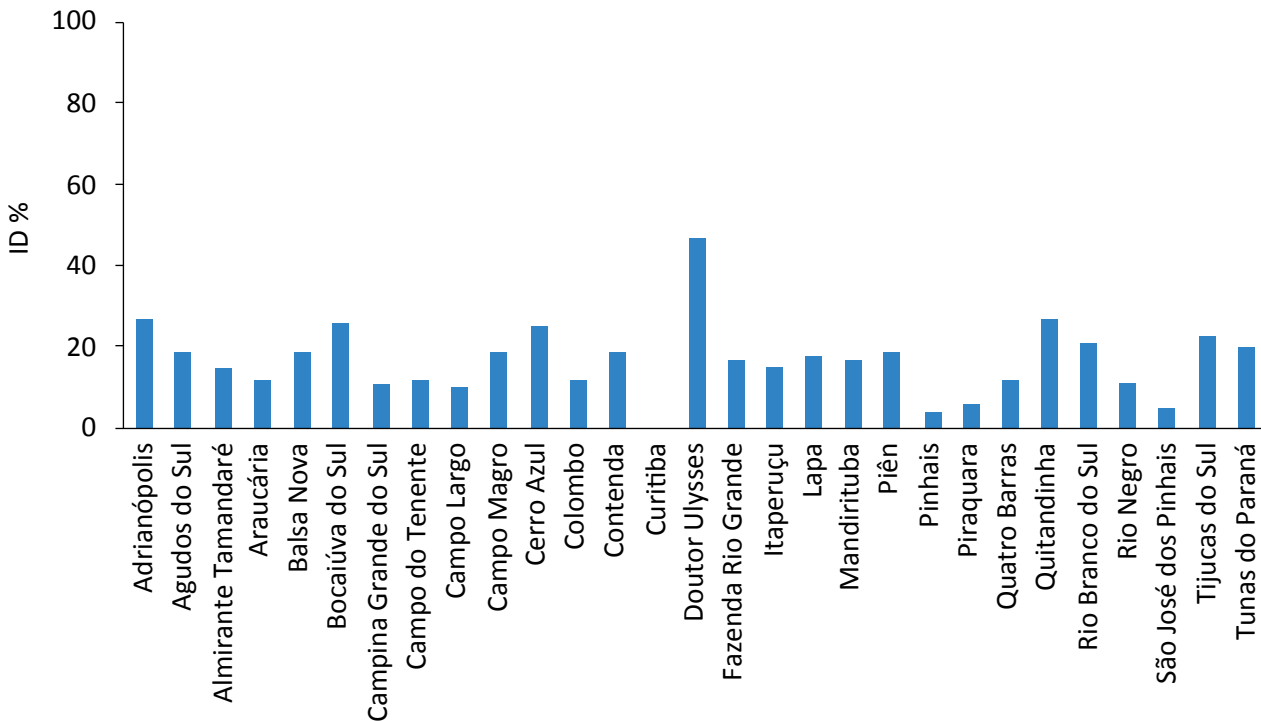
process, establishing peripheries in social and economic mismatch in relation to the central municipality (CARMO, 2017), a situation commonly observed in large cities, especially in developing countries.

How can a single municipality be sustainable if the neighboring municipality presents situations of underdevelopment, and which will inevitably impact on the area considered sustainable? Issues such as water

Table 10 – Inequality index for each infrastructure system with a final average for the Curitiba Metropolitan Region (CMR).

Infrastructure system	Inequality index CMR (%)	CMRII (%)
Transportation	II-T 19.85	II-I 5.44
Sanitation	II-S 14.81	
Healthcare	II-He 15.53	
Education	II-Ed 18.48	
Energy	II-En 0.13	
Housing	II-Ho 4.69	
Communication	II-C 13.22	

CMRII: Curitiba Metropolitan Region Inequality Index.



ID: índice de desigualdade.

Figure 2– Infrastructure Inequality Index (II) with respect to the capital city.

supply, sanitation, waste disposal, social and ecological vulnerability do not obey geopolitical boundaries, and generate impacts throughout the region. As observed by Lu *et al.* (2017), local indicators for sustainability assessment need to consider the reality of the next higher scale in which the assessed territory is inserted, under penalty of inefficiency of this indicator.

The inequality shown by index (II) between peripheral municipalities and the central municipality presents a great challenge to an integrated management of metropolitan public policies, which inspires research to develop systems based on regional sustainability indicators, and not only on a single municipality.

CONCLUSION

Infrastructure indicators for sustainable territorial development were proposed, creating a method that allows the selection of indicators considering the specificities of the territory.

The evaluation of the CMR contributes to the sustainable development measure from the built capital perspective, considering the relations among natural, social, and built capital for questions of sustainability and economic growth from a territory point of view.

The indicator framework proposed herein allows the assessment of sustainable development in a territory, despite focusing on a specific aspect, i.e., urban infrastructure. For an infrastructure system to be sustainable, it must be fully employed, allocated efficiently, and progressively cut back on the use of natural resources. Good infrastructure contributes to the reduction of pollution and degradation of natural capital, increasing social well-being.

To contribute to the reflection about infrastructure on the part of public managers, an index was proposed to evaluate the level of sustainable territorial development in the cities of the CMR, the INFRASTDI, from selected and tested indicators using data collected from the region. Seven infrastructure system indices composed the INFRASTDI, which led to the conclusion that there is inequality in the level of development among the CMR cities. From this conclusion, the Inequality Index (II) for the CMR was calculated.

The result of the II confirmed a higher level of inequality between cities that had lower scores on the INFRASTDI in relation to the central municipality. This agreed with the findings of Queiroz Ribeiro *et al.* (2012), that pointed to low levels of integration among the peripheral cities and the central part of the region, which could be accounted for the composition of municipalities in the CMR, as many have unique characteristics and population demands. This

strengthens the relevance of indicators focused on the sustainable development of the territory, with an emphasis on the local necessities and realities, considering the concentrated inequalities found in the CMR cities.

It is important to highlight that the results obtained by the INFRASTDI in the CMR are only as relevant as the developed methodology for the overall formation of sustainable territorial development indicators. The utilization of selected indicators, such as the INFRASTDI, in public management as instruments for evaluating infrastructure systems strengthens the objective of sustainable development in public policy decision-making, which would represent a large improvement in the quality of life in urban centers.

The method adopted for the INFRASTDI can be applied to other metropolitan regions, and, with the selection of new indicators that address other perspectives about infrastructure systems, it is possible to evaluate other types of infrastructure.

Future work could focus on including “parks and recreation” as part of the assessed infrastructure, since they play an important role for the well-being of the population. Another topic to be considered is the improvement of data gathering, something that depends on the collaboration of the region under assessment.

It is recognized, however, that policies, legal, and institutional questions permeate the public administration with major influences in the decision management, configuring themselves as obstacles to the implementation of sustainable public policies.

Nevertheless, the concept of sustainable development is not static, it is a path to be traveled and perhaps not reached in its fullness, but inevitable to maintain the planet. It is necessary to raise awareness and enrich the debate.

REFERENCES

- ALLEN, C.; NEJDAWI, R.; EL-BABA, J.; HAMATI, K.; METTERNICHT, G.; WIEDMANN, T. Indicator-based assessments of progress towards the sustainable development goals (SDGs): a case study from the Arab region. *Sustainability Science*, v. 12, n. 6, p. 975-989, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-017-0437-1>
- ALVES, J. E. D.; CAVENAGHI, S. Família e domicílio no cálculo do déficit habitacional no Brasil. In: ENCONTROS NACIONAIS DA ANPUR, 11., 2007. *Anais...* 2007.
- AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). *Boletim de Segurança do Paciente e Qualidade em Serviços de Saúde nº 14*. Avaliação dos indicadores nacionais das Infecções Relacionadas à Assistência à Saúde (IRAS) e Resistência microbiana. Brasil: Anvisa, 2016. Available at: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/33852/3074203/Boletim+de+Seguran%C3%A7a+do+Paciente+e+Qualidade+em+Servi%C3%A7os+de+Sa%C3%BAde+n%C2%BA+14+Avalia%C3%A7%C3%A3o+dos+indicadores+nacionais+das+Infec%C3%A7%C3%B5es+Relacionadas+%C3%A0+Assist%C3%A2ncia+%C3%A0+Sa%C3%BAde+%28IRAS%29+e+Resist%C3%A2ncia+microbiana/dbd57c96-937f-45d3-93fd-e76684b7f35c>>. Accessed on: Dec. 13, 2017.
- BARDIN, L. *L'analyse de contenu*. France: Quadrige Manuels, 2007.
- BAYULKEN, B.; HUISINGH, D. Are lessons from eco-towns helping planners make more effective progress in transforming cities into sustainable urban systems: a literature review (part 2 of 2). *Journal of Cleaner Production*, v. 109, p. 152-165, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.099>
- BELLEN, H. M. V. *Indicadores de sustentabilidade: uma análise comparativa*. São Paulo: Editora FGV, 2005.
- BOSEL, H. *Earth at a crossroads*. Paths to a sustainable future. U.K.: Cambridge University Press, 1998.
- BRASIL. Ministério da Educação. Censo Escolar. Brasília: Ministério da Educação, 2010. Available at: <www.inep.gov.br>. Accessed on: Sept. 3, 2015.
- BROCKLESBY, M. A.; FISHER, E. Community development in sustainable livelihoods approaches—an introduction. *Community Development Journal*, v. 38, n. 3, p. 185-198, 2003. <http://dx.doi.org/10.1093/cdj/38.3.185>
- CAETANO, P. M. D. Em busca do Graal do indicador ambiental sintético único: Contribuições da Termodinâmica e da Teoria da Informação. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 30, p. 11-20, 2013.
- CARLI, R.; DOTOLI, M.; PELLEGRINO, R. Multi-criteria decision-making for sustainable metropolitan cities assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 226, p. 46-61, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.075>
- CARLSSON, L.; CALLAGHAN, E.; MORLEY, A.; BROMAN, G. Food System Sustainability across Scales: A Proposed Local-To-Global Approach to Community Planning and Assessment. *Sustainability*, v. 9, n. 6, p. 1061, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9061061>
- CARMO, J. C. B. Curitiba Metropolitan Region planning as a study object: analysis of literature production from 1974 to 2006. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v. 9, n. 1, p. 7-18, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.009.001.ao01>
- CAVALCANTI, C. O.; LIMONT, M.; DZIEDZIC, M.; FERNANDES, V. Sustainability assessment methodology of urban mobility projects. *Land Use Policy*, v. 60, p. 334-342, 2017a. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.11.005>
- CAVALCANTI, C. O.; LIMONT, M.; DZIEDZIC, M.; FERNANDES, V. Sustainability of urban mobility projects in the Curitiba metropolitan region. *Land Use Policy*, v. 60, p. 395-402, 2017b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.11.015>
- CENTRULO, T.; MOLINA, N.; MALHEIROS, T. Indicadores de sustentabilidade: proposta de um barômetro de sustentabilidade estadual. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 30, p. 33-45, 2013.

CHAMPOLLION, P. Territory and territorialization: present state of the caenti thought. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE OF TERRITORIAL INTELLIGENCE*, 2006. *Anais...* Alba Iulia, 2006.

COMOLLI, P. Sustainability and growth when manufactured capital and natural capital are not substitutable. *Ecological Economics*, v. 60, n. 1, p. 157-167, 2006. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.11.018>

COUTINHO, S. M. V. *Análise de um processo de criação de indicadores de desenvolvimento sustentável no município de Ribeirão Pires SP*. Tese (Doutorado) – Departamento de Saúde Ambiental, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

COX, D.; FRERE, M.; WEST, S.; WISEMAN, J. Developing and using local community wellbeing indicators: learning from an experience of Community Indicators Victoria. *Australian Journal of Social Issues*, v. 45, n. 1, p. 71-88, 2010. <https://doi.org/10.1002/j.1839-4655.2010.tb00164.x>

DALLABRIDA, V. R. *Governança territorial e desenvolvimento: uma introdução ao tema. Governança Territorial e Desenvolvimento: descentralização político-administrativa, estruturas subnacionais de gestão do desenvolvimento e capacidades estatais*. Rio de Janeiro: Garamond, 2011.

FLORA, C. B. Social capital and community problem solving: combining local and scientific knowledge to fight invasive species. *In: FALK, I.; SURRATA, K.; SUWONDO, K. (orgs.). Community Management of Biosecurity*, Special Copublication. Indonesia: Journal of Interdisciplinary Development Studies; Australia: Learning Communities International Journal of Learning in Social Contexts, 2008. p. 30-39.

FÜRST, C.; HELMING, K.; LORZ, C.; MÜLLER, F.; VERBURG, P. H. Integrated land use and regional resource management—A cross-disciplinary dialogue on future perspectives for a sustainable development of regional resources. *Journal of Environmental Management*, v. 127, suppl., p. S1-S5, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.015>

FURTADO, B. A.; LIMA NETO, V. C.; KRAUSE, C. *Estimativas do déficit habitacional brasileiro (2007-2011) por municípios (2010)*. Brasília: IPEA, 2013.

FURTADO, C. *O Mito do Desenvolvimento Econômico*. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1974.

GALLI, A.; ĐUROVIĆ, G.; HANSCOM, L.; KNEŽEVIĆ, J. Think globally, act locally: Implementing the sustainable development goals in Montenegro. *Environmental Science & Policy*, v. 84, p. 159-169, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.012>

GIATTI, L. L.; FREITAS, C. M. D.; NASCIMENTO, P. R.; LANDIN, R.; GAVIOLLI, J.; CUTOLO, S. A.; MARIA, N. C.; CARBONE, A. S.; TOLEDO, R. F. Estudo de distintos níveis holárquicos para uma região metropolitana por meio da aplicação de Indicadores de sustentabilidade ambiental e de saúde. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 30, p. 79-88, 2013.

GINÉ-GARRIGA, R.; FLORES-BAQUERO, Ó.; DE PALENCIA, A. J. F.; PÉREZ-FOGUET, A. Monitoring sanitation and hygiene in the 2030 Agenda for Sustainable Development: a review through the lens of human rights. *Science of the Total Environment*, v. 580, p. 1108-1119, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.066>

GRIMONI, J.; GALVAO, L. C.; UDAETA, M. *Iniciação a Conceitos de Sistemas Energéticos para o Desenvolvimento Limpo*. São Paulo: EdUSP, 2004. v. 58.

HEGARTY, K.; HOLDSWORTH, S. Weaving complexity and accountability: approaches to higher education learning design (HELD) in the built environment. *Environment, Development and Sustainability*, v. 17, n. 2, p. 239-258, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9626-1>

HENDRICKSON, D. J. Community indicators and sustainable consumption: a blended approach toward implementation. *Canadian Journal of Urban Research*, v. 19, n. 1, p. 111-133, 2010.

- HOROCHOVSKI, R. R.; JUNCKES, I. J.; MURARO, C. J. L. Participação e planejamento em um programa de desenvolvimento regional sustentável. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 20, p. 49-65, 2011.
- KALTENBORN, B. P.; LINNELL, J. D.; BAGGETHUN, E. G.; LINDHJEM, H.; THOMASSEN, J.; CHAN, K. M. Ecosystem Services and Cultural Values as Building Blocks for 'The Good life'. A Case Study in the Community of Røst, Lofoten Islands, Norway. *Ecological Economics*, v. 140, p. 166-176, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.05.003>
- KARVONEN, M. M. Natural versus manufactured capital: win-lose or win-win? A case study of the Finnish pulp and paper industry. *Ecological Economics*, v. 37, n. 1, p. 71-85, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00265-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00265-2)
- KLOPP, J. M.; PETRETTA, D. L. The urban sustainable development goal: Indicators, complexity and the politics of measuring cities. *Cities*, v. 63, p. 92-97, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2016.12.019>
- KUSAKABE, E. Advancing sustainable development at the local level: The case of machizukuri in Japanese cities. *Progress in Planning*, v. 80, p. 1-65, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2012.06.001>
- LI, C.; LI, J. Assessing Urban Sustainability Using a Multi-Scale, Theme-Based Indicator Framework: A Case Study of the Yangtze River Delta Region, China. *Sustainability*, v. 9, n. 11, p. 2072, 2017. <https://doi.org/10.3390/su9112072>
- LU, Y.; GENG, Y.; LIU, Z.; COTE, R.; YU, X. Measuring sustainability at the community level: An overview of China's indicator system on National Demonstration Sustainable Communities. *Journal of Cleaner Production*, v. 143, p. 326-335, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.105>
- LUPOLI, C. A.; MORSE, W. C. Assessing the local impacts of volunteer tourism: Comparing two unique approaches to indicator development. *Social Indicators Research*, v. 120, n. 2, p. 577-600, 2015.
- MAES, W. H.; FONTAINE, M.; RONGÉ, K.; HERMY, M.; MUYS, B. A quantitative indicator framework for stand level evaluation and monitoring of environmentally sustainable forest management. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 2, p. 468-479, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.07.001>
- MALHEIROS, T. F.; COUTINHO, S. M. V.; PHILIPPI JR., A. Indicadores de Sustentabilidade: uma abordagem conceitual. In: PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T. F. (Orgs.). *Indicadores de sustentabilidade e gestão ambiental*. Barueri: Manole, 2012. p. 31-76.
- MARTINET, V. A characterization of sustainability with indicators. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 61, n. 2, p. 183-197, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2010.10.002>
- MARTIRE, S.; TUOMASJUKKA, D.; LINDNER, M.; FITZGERALD, J.; CASTELLANI, V. Sustainability impact assessment for local energy supplies' development—The case of the alpine area of Lake Como, Italy. *Biomass and Bioenergy*, v. 83, p. 60-76, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.08.020>
- MASCARENHAS, A.; COELHO, P.; SUBTIL, E.; RAMOS, T. B. The role of common local indicators in regional sustainability assessment. *Ecological Indicators*, v. 10, n. 3, p. 646-656, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.11.003>
- MAYER, A. L. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environment International*, v. 34, n. 2, p. 277-291, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.004>
- MAX-NEEF, M. *Desarrollo a escala humana: conceptos, aplicaciones y reflexiones*. Montevideo: Nordan Comunidad, REDES, 1993.
- MEADOWS, D. H. *Indicators and information systems for sustainable development*. Hartland, 1998.
- MULDER, K.; COSTANZA, R.; ERICKSON, J. The contribution of built, human, social and natural capital to quality of life in intentional and unintentional communities. *Ecological Economics*, v. 59, p. 13-23, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.09.021>

O'CONNOR, M. *Natural capital*. Environmental valuation in Europe. Policy Research Brief Number 3. Cambridge: Cambridge Research for the Environment, 2000.

PARKIN, S.; SOMMER, F.; UREN, S. Sustainable development: understanding the concept and practical challenge. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. *Engineering Sustainability*, v. 156, n. 1, p. 19-26, 2003. <https://doi.org/10.1680/ensu.2003.156.1.19>

PATEL, Z.; GREYLING, S.; SIMON, D.; ARFVIDSSON, H.; MOODLEY, N.; PRIMO, N.; WRIGHT, C. Local responses to global sustainability agendas: learning from experimenting with the urban sustainable development goal in Cape Town. *Sustainability Science*, v. 12, n. 5, p. 785-797, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11625-017-0500-y>

PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T. F. *Indicadores de sustentabilidade e gestão ambiental*. Barueri: Manole, 2012.

POLANYI, K. *A Subsistência do Homem: ensaios e correlatos*. Rio de Janeiro: Contra Ponto, 2012.

QUEIROZ RIBEIRO, L. C.; MOURA, R.; DELGADO, P.; DA SILVA, É. T.; RODRIGUES, J. M.; RIBEIRO, M. G.; ZANINELLI, L. *Níveis de integração dos municípios brasileiros em RMs, RIDEs e AUs à dinâmica da metropolização*. Relatório de pesquisa. Rio de Janeiro: Observatório das Metrópoles, 2012.

RAMOS, T. B.; CAEIRO, S. Meta-performance evaluation of sustainability indicators. *Ecological Indicators*, v. 10, n. 2, p. 157-166, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.04.008>

SACHS, I. *Caminhos para o desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: Garamond, 2006.

_____. *Desenvolvimento: incluyente, sustentável, sustentado*. Rio de Janeiro: Garamond, 2008. 151 p.

SANTANA, J. S.; GUEDES, C. A. M.; VILLELA, L. E. Desenvolvimento territorial sustentável e desafios postos por megaempreendimentos: o caso do município de Itaguaí-RJ. *Cadernos EBAPE.BR*, v. 9, n. 3, p. 846-867, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-39512011000300009>

SCHWARZ, N. Urban form revisited—Selecting indicators for characterising European cities. *Landscape and Urban Planning*, v. 96, n. 1, p. 29-47, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.01.007>

SICHE, R.; AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E.; ROMEIRO, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambiente & Sociedade*, v. 10, n. 2, p. 137-148, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2007000200009>

SILVA, G. J. C. da; FORTUNATO, W. L. L. Infraestrutura e Crescimento: Uma Avaliação do Caso Brasileiro no Período 1985-1998. In: ENCONTRO REGIONAL DE ECONOMIA, 12., 2007. *Fórum BNB de Desenvolvimento*. 2007.

SIRGY, M. J. Theoretical perspectives guiding QOL indicator projects. *Social Indicators Research*, v. 103, n. 1, p. 1-22, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11205-010-9692-6>

SOUZA, C. M. M.; SAMPAIO, C. A. C.; ZUNIGA, C. H.; PASCO, A. D.; AUMOND, J. J. Diagnóstico e construção de indicadores socioambientais participativos: experiências de um Programa de Extensão. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 30, 2013.

UNITED NATIONS. Agenda 21. In: CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1992, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: United Nations, 1992. Available at: <<http://www.un.org/geninfo/bp/enviro.html>>. Accessed on: Nov. 22, 2014.

_____. *Habitat III – United Nations Conference on Housing and Sustainable Urban Development*. Quito, Ecuador: United Nations, 2017. Available at: <<http://habitat3.org/wp-content/uploads/Habitat-III-the-conference.pdf>>. Accessed on: Sept. 15, 2017.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). *Thematic Indicators to Monitor the Education 2030 Agenda*. Unesco, 2015. Available at: <<http://www.uis.unesco.org/Education/Documents/43-indicators-to-monitor-education2030.pdf>>. Accessed on: Jan. 19, 2016.

ZEIJL-ROZEMA, A. V.; MARTENS, P. An adaptive indicator framework for monitoring regional sustainable development: a case study of the INSURE project in Limburg, The Netherlands. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, v. 6, n. 1, p. 6-17, 2010. <https://doi.org/10.1080/15487733.2010.11908038>

ZHANG, X.; LI, H. Urban resilience and urban sustainability: What we know and what do not know? *Cities*, v. 72, part A, p. 141-148, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.08.009>

ZHANG, X.; WU, Y.; SHEN, L. An evaluation framework for the sustainability of urban land use: A study of capital cities and municipalities in China. *Habitat International*, v. 35, n. 1, p. 141-149, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2010.06.006>



AValiação DO DESEMPENHO DA GESTÃO DO PROGRAMA ICMS VERDE NA MESORREGIÃO METROPOLITANA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

PERFORMANCE EVALUATION OF THE MANAGEMENT OF THE GREEN ICMS PROGRAM IN THE METROPOLITAN MESOREGION OF THE STATE OF RIO DE JANEIRO

David Domingos 

Mestre em Engenharia de Biosistemas, Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brasil.

Elton de Oliveira 

Mestre em Engenharia de Biosistemas, UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Émele Andrade 

Mestre em Engenharia de Biosistemas, UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Thelma de Barros Machado 

Doutora em Química de Produtos Naturais, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Professora, UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Carlos Rodrigues Pereira 

Doutor em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. Professor, Coordenador da Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas, UFF – Niterói (RJ), Brasil.

Cristina Moll Hüther 

Pós-Doutoranda, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas, UFF – Niterói (RJ), Brasil

Endereço para correspondência:

Cristina Moll Hüther – Escola de Engenharia – Coordenação da Pós-Graduação em Engenharia de Biosistemas – Universidade Federal Fluminense – Rua Passo da Pátria, 156, bloco D, sala 236 – São Domingos, Campus Praia Vermelha – CEP 24210-240 – Niterói (RJ), Brasil – E-mail: cristinahuther@yahoo.com.br

Recebido em: 10/10/2018

Aceito em: 05/02/2019

RESUMO

Implantado no estado do Rio de Janeiro em 2007, o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Verde baseia-se em práticas conservacionistas e sustentáveis por meio do estabelecimento de critérios ambientais e divisão de um quarto dos 25% relativos ao ICMS para municípios, proporcionando recursos de compensação tributária por boas práticas ambientais. Com isso, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência da gestão do ICMS Verde na mesorregião metropolitana do estado do Rio de Janeiro por intermédio da análise de envoltória de dados (DEA), comparando práticas eficazes aplicadas à melhoria da situação ambiental, econômica e social dos municípios contidos no estado, durante o período dos anos de 2011 a 2013. Com base nos resultados obtidos, foi possível verificar que Mesquita, no ano de 2012, foi o município que melhor coadunou o interesse econômico com o interesse do ativo ambiental. As discussões geradas pelos resultados dessa análise podem definir estratégias, tomada de decisões e definição de ações na gestão sustentável dos municípios da região metropolitana do Rio de Janeiro.

Palavra-chave: unidades de conservação; gestão sustentável; eficiência técnica; alocação de recursos; políticas públicas.

ABSTRACT

Established in Rio de Janeiro state during 2007, green merchandise and services tax is supported on conservation and sustainable practices, based on the establishment of environmental criteria and splitting a quarter of the 25% from taxes for counties, providing tax compensations for good environmental practices. The main objective of this study was to evaluate the efficiency of managing green tax in the metropolitan mesoregion of Rio de Janeiro state through data envelopment analysis (DEA), comparing effective practices applied to the improvement of environmental, economic and social situation of the counties in Rio de Janeiro state from 2011 to 2013. According to the results, it was possible to check that Mesquita in 2012 was the county which best fitted the economic interest of environmental asset. The discussion generated through the results of this analysis can define strategies and decisions in the sustainable counties' management of Rio de Janeiro metropolitan region.

Keywords: Conservation Units; Sustainable management; Technical efficiency; Resource allocation; Public policy.

INTRODUÇÃO

Uma estratégia primária para proteger a flora e a fauna é o estabelecimento de áreas protegidas (PAs) (CHAPE *et al.*, 2005), no entanto as PAs envolvem custos de conservação em termos de restrições de uso da terra. Apesar disso, elas geram simultaneamente benefícios de conservação locais e globais (SAUQUET *et al.*, 2014).

Mudanças nos modelos de regulação socioambiental estão cada vez mais presentes nos últimos anos. O modelo tradicional baseado quase exclusivamente na regulação legal e direta do Estado está sendo transformado por outro que aumenta a pressão de outros atores sociais, econômicos e políticos sobre as empresas. Apesar de o Estado ter expandido sua capacidade de regular, como no caso do Brasil, os instrumentos de regulação estão alterando-se para a maior utilização dos chamados instrumentos econômicos e instrumentos alternativos (OLIVEIRA, 2013).

Veiga Neto e May (2010) abordam a importância dos “mercados de serviços ambientais” e a experiência em curso no Brasil, pois o movimento de criação e construção desses mercados representa um dos avanços mais inovadores nas políticas ambientais nos anos recentes, particularmente no que diz respeito à compensação de esforços de conservação de recursos naturais. Assim, surgiu uma tendência mundial na positivação constitucional das normas protetivas do meio ambiente, notadamente após a realização da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, pela Organização das Nações Unidas (ONU, 1992; CORRÊA, 2011).

Nesse sentido, a Constituição Federal brasileira de 1988, no seu art. 170-5, dispõe que a ordem econômica observará, como princípio, a defesa do meio ambiente (BRASIL, 1988; GRAU, 1988; MARTINS, 2003).

O primeiro mecanismo desse tipo a ser criado no Brasil, no início dos anos 1990, foi o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Ecológico ou Verde (ICMS-E), que é usado por cerca de metade dos estados brasileiros, mas há também o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) (SAUQUET *et al.*, 2014).

Dessa forma, o Brasil e, mais recentemente, Portugal implementaram transferências fiscais intergovernamentais para a conservação da biodiversidade. Em outros países, esses tipos de transferência foram apenas propostos (SAUQUET *et al.*, 2014). Recomendações

parecidas foram elaboradas por Köllner *et al.* (2002), Ring (2002) e Hajkowicz (2007) para a Suíça, Alemanha e Austrália, respectivamente. Kumar e Managi (2009), bem como Irawan *et al.* (2014), discutiram o papel das transferências fiscais intergovernamentais na prestação pública de serviços ambientais. Ring (2008b) também abordou a importância da integração dos serviços ecológicos locais em transferências fiscais intergovernamentais.

Além dessas experiências internacionais, o caso brasileiro é o primeiro e mais avançado na aplicação da integração de sistemas ecológicos com funções transferências fiscais (SAUQUET *et al.*, 2014). O ICMS Ecológico ou Verde é considerado de particular interesse para inúmeros pesquisadores (GRIEG-GRAN, 2000; BARTON *et al.*, 2009; FARLEY *et al.*, 2010; KUMAR & MANAGI, 2009; RING, 2008a; RING *et al.*, 2011; SAUQUET *et al.*, 2014; DROSTE *et al.*, 2018).

É nesse cenário que o Estado, mediante a utilização das normas tributárias indutoras, pôde relacionar a tributação ao meio ambiente, por meio de políticas públicas extrafiscais, criando as “taxas verdes”, também denominadas de ecotributos, imposto verde ou ainda ICMS Ecológico ou Verde, conforme abordado neste trabalho (SHOUERI, 2005; ARAUJO, 2014).

O ICMS Verde é um dos mecanismos tributários que possibilitam aos municípios o acesso a parcelas maiores dos recursos financeiros arrecadados pelos estados, os quais já têm direito a tais recursos, por intermédio do ICMS. Não é um novo imposto, mas sim a introdução de novos critérios de redistribuição de recursos do ICMS, que reflete o nível da atividade econômica nos municípios em conjunto com a preservação do meio ambiente (RIO DE JANEIRO, 2007).

De modo geral, o ICMS Verde é uma forma de recompensar os municípios pela restrição de uso do solo em locais protegidos, uma vez que algumas atividades econômicas são restritas ou mesmo proibidas em determinados locais, a fim de garantir sua preservação. Isso significa recompensar quem ajuda a conservar ou produzir serviços ambientais, direta ou indiretamente, pela adoção de práticas conservacionistas (MORAES, 2012).

Hoje, uma visão mais ampla demonstra que o ICMS Verde é um ótimo meio de incentivar os municípios a

criar mais áreas protegidas, a melhorar a qualidade das já existentes, além de contribuir para o melhor saneamento básico para os municípios e incentivar a proteção de mananciais, sendo o aumento da arrecadação e a conservação do meio ambiente os maiores objetivos (BRASIL, 1988; SILVA, 2015). Atualmente, 17 dos 26 estados brasileiros já adotaram essa prática, sendo o pioneiro o Paraná, que instituiu o ICMS Ecológico em 1989 (RIVA *et al.*, 2007).

No que tange à repartição da receita do ICMS, de acordo com o art. 158 da Constituição Federal de 1988, o estado tem direito a 75% do valor arrecadado, enquanto os 25% restantes são destinados aos municípios, conforme dispuser a lei estadual (BRASIL, 1988). Sendo assim, cada estado poderá definir, em legislação específica, parte dos critérios para o repasse de recursos do ICMS a que os municípios têm direito (MONTE & SILVA, 2009).

O Rio de Janeiro, que foi o 10º estado a fazer sua parcela justa ao meio ambiente, com a adoção da prática por meio da Lei n.º 5.100, de 4 de outubro de 2007, reserva 2,5% do total disponível para distribuição pelo estado aos municípios, sendo os recursos repartidos de acordo com o desempenho municipal, em relação a critérios ambientais (RIO DE JANEIRO, 1996). Porém, diferentemente dos demais estados, o ICMS do Rio de Janeiro não considera apenas aspectos quantitativos para o cálculo da parcela a que cada município terá direito. São levados em conta também critérios qualitativos, definidos pelo Decreto nº 41.844/09.

A existência de critérios qualitativos no cálculo do valor do repasse do recurso incentiva não só o investimento na melhoria da qualidade das unidades de conservação já existentes, como também inibe a criação de unidades de conservação sem nenhum valor para a manutenção da biodiversidade, com o mero intuito de aumentar a arrecadação municipal.

Dessa forma, o Rio de Janeiro estabelece um número significativo de indicadores quantitativos e qualitativos a serem inseridos no cálculo dos valores de repasse aos municípios, garantindo a efetividade da norma e qualidade de vida e preservação ambiental que ultrapassam os limites das áreas de preservação.

Portanto, a legislação estadual possui todos os elementos necessários para que o ICMS Verde do estado seja de grande valia para a preservação ambiental e

um incentivador de políticas públicas voltadas para a melhoria das condições de saneamento básico no estado, o que tem gerado resultados bastante significativos (SCHNEIDER, 2013).

Sendo assim, avaliar o desenvolvimento da gestão do ICMS Verde pode proporcionar conhecimento para a resolução de problemas específicos voltados para as políticas públicas do estado e de seus municípios. Algumas ferramentas contribuem para essa avaliação, como a análise envoltória de dados (DEA), que sinaliza problemas existentes e fornece informações para tomadas de decisão, analisando a eficiência de unidades produtivas (*decision making units* — DMUs) (LINS *et al.*, 2007). Hajkowicz (2007) também utilizou a análise de múltiplo critério para calcular o índice de indicadores de sustentabilidade na Austrália, na alocação de fundos para a proteção de áreas.

Para o cálculo da eficiência das DMUs, são consideradas as variáveis de entrada e saída. Cada unidade produtiva é otimizada individualmente, com adição de pesos dados pelo programa, a fim de se obter a fronteira de eficiência, composta das DMUs com as melhores práticas no conjunto em análise (SOARES DE MELLO *et al.*, 2004).

Para cada análise, utilizam-se técnicas de programação linear para calcular um índice de eficiência que compara o desempenho atual com a combinação convexa mais eficiente das outras observações. O índice assume o valor igual a 1 por convenção para as unidades cuja produtividade seja melhor e valor menor que 1 caso as combinações alternativas de variáveis de entrada e saída sejam indicadas como ineficientes, sendo sempre, matematicamente falando, o número 1 o primeiro de uma ordem numérica ou serial (SOUZA & WILHELM, 2009).

A análise de eficiência de unidades produtivas tem importância tanto para fins estratégicos (comparação entre unidades produtivas) quanto para o planejamento (avaliação dos resultados do uso de diferentes combinações de fatores) e para a tomada de decisão de como melhorar o desempenho atual (SOUZA & WILHELM, 2009), pois a eficácia desse mecanismo deve ser testada por intermédio da presença de interações entre os municípios (SAUQUET *et al.*, 2014) e realizar estimativas empíricas das características socioeconômicas e biogeográficas dos beneficiários (DROSTE *et al.*, 2018).

Portanto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência da gestão do ICMS Verde na mesorregião metropolitana do estado do Rio de Janeiro usando a DEA, com-

parando práticas eficazes aplicadas à melhoria da situação ambiental, econômica e social dos municípios contidos no estado, durante o período dos anos de 2011 a 2013.

MATERIAIS E MÉTODOS

Classificação e procedimentos da pesquisa

O trabalho pode ser classificado como descritivo qualitativo e aplicado, porque se buscaram observar, analisar, classificar e interpretar dados sem que houvesse interferências externas, além do emprego da técnica

estatística DEA, em que foram avaliadas as eficiências referentes ao desempenho da administração dos municípios da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro quanto ao ICMS Verde em macro e microuniverso.

Caracterização da amostra e obtenção de dados

Tendo como base a divisão político-administrativa do estado do Rio de Janeiro, foi estabelecido pela Lei nº 1.227/87 que o estado está dividido em oito regiões de governo. São elas:

- Metropolitana;
- Noroeste fluminense;
- Norte fluminense;
- Baixadas litorâneas;
- Serrana;
- Centro-sul fluminense.
- Médio Paraíba.
- Costa verde.

Juntas, somam 92 municípios, cada um com características próprias, tais como produto interno bruto (PIB) *per capita* e número de habitantes.

Este trabalho focou apenas na mesorregião metropolitana do estado do Rio de Janeiro, que é uma das mais

ricas, com maior extensão territorial e mais densamente povoada, podendo ser considerada a mesorregião mais importante do estado. Nela fica localizada a capital do estado e está o maior número de habitantes por municípios, com cerca de 100 mil habitantes/município.

É importante salientar que até o ano de 2013 a região metropolitana era composta de apenas 19 municípios. A anexação de outras duas cidades ocorreu em 2014, somando os atuais 21 municípios da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro. Dessa forma, foram estabelecidos apenas 19 municípios da mesorregião metropolitana do estado do Rio de Janeiro como espaço amostral desta pesquisa.

Levantaram-se dados relativos ao PIB por número de habitantes (PIB *per capita*) e população em um espaço temporal referente aos anos de 2011, 2012 e 2013. Os espaços, amostral e temporal, foram definidos de acordo com a disponibilização de dados pela Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade do estado do Rio de Janeiro, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2017), pela Secretaria de Estado da Fazenda e pela Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro (CEPERJ, 2017), perfazendo, por isso, somente três anos.

Análise dos dados

Para a análise de eficiência, foi utilizada a DEA, com o auxílio do programa computacional Sistema Integrado de Apoio à Decisão (SIAD) 3.0, a fim de demonstrar as unidades operacionais (municípios), aqui chamadas de DMUs, mais eficientes e conseqüentemente menos eficientes, no quesito gestão do ICMS Verde na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro.

Na modelagem DEA, foram definidas as variáveis a serem consideradas na análise, em cada uma das 19 DMUs. Foram elas: PIB *per capita* (reais) e população (número de habitantes) para as variáveis de entrada, e valor de repasse recebido pelos municípios individualmente (reais) para as variáveis de saída. O conjunto das DMUs observadas foi construído pela

combinação município/ano, em 2011, 2012 e 2013. Possibilitou-se, dessa forma, a avaliação do desempenho ano a ano de cada unidade produtiva, em relação às demais e a ela mesma, por levar em conta, por exemplo, a mesma unidade produtiva em cada ano, como uma DMU diferente. Foi aplicado o modelo Banker, Charnes e Cooper (BCC) orientado às variáveis de saída (BANKER; CHARNES; COOPER, 1984).

Após o cálculo dos índices de eficiência das DMUs, estes foram correlacionados com o índice final de conservação ambiental (IFCA) estratificado, com todos seus subíndices, para melhor entendimento e explicação dos desempenhos de cada DMU observada.

Ao final foram elencadas sugestões para melhoria de gestão do ativo e passivo ambiental com evidência em demanda social.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o levantamento de dados, foi obtida uma combinação de 171 variáveis referentes às variáveis de entrada (PIB *per capita* e população) e saída (valor de repasse) das 19 DMUs selecionadas, conforme a Tabela 1.

A classificação das DMUs eficientes nos anos de 2011, 2012 e 2013, por sua vez, apontou três unidades operacionais-chave para efeito de comparação, ou seja, a que mais se aproximou da fronteira de eficiência, a que

Tabela 1 – Valores das variáveis de entrada e saída de acordo com o município.

Variáveis	Entrada						Saída		
	POP 2011	POP 2012	POP 2013	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2011	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2012	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2013	REP (R\$) 2011	REP (R\$) 2012	REP (R\$) 2013
Rio de Janeiro (RJ)	6.355.949	6.390.290	6.429.923	317.446.288	349.715.613	393.262.593	2.969.016	4.290.806	4.358.597
Belford Roxo (BF)	472.008	474.596	477.583	5.110.880	5.264.484	6.326.949	726.264	1.010.824	604.952
Duque de Caxias (CX)	861.158	867.067	873.921	22.422.810	21.933.468	25.107.930	1.307.233	1.927.003	1.835.880
Guapimirim (GP)	52.522	53.527	54.706	613.883	650.112	721.475	2.752.701	4.174.982	4.097.948
Itaboraí (IB)	220.352	222.618	225.263	2.967.273	4.189.348	5.019.358	326.051	499.321	1.189.465
Itaguaí (IT)	111.171	113.182	115.542	5.234.367	6.141.294	7.003.802	105.352	158.704	543.482
Japeri (JP)	96.430	97.337	98.393	750.821	838.841	999.876	143.186	211.661	423.116
Magé (MG)	228.972	230.568	232.419	2.585.466	2.835.183	3.045.894	2.102.368	3.782.407	3.874.345
Maricá (MR)	131.355	135.121	139.552	3.289.411	6.965.743	7.191.559	218.816	362.628	1.015.485
Mesquita (MQ)	168.966	169.537	170.185	1.471.193	1.597.584	1.887.434	3.629.947	5.484.813	4.731.315
Nilópolis (NL)	157.710	157.980	158.288	1.812.613	1.997.990	2.526.332	623.911	830.167	1.475.222
Niterói (NT)	489.720	491.807	494.200	15.285.303	17.640.096	19.908.508	2.613.205	3.960.207	3.648.959

Con tinua...

Tabela 1 – Continuação.

Variáveis	Entrada						Saída		
DMUs	POP 2011	POP 2012	POP 2013	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2011	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2012	PIB <i>per capita</i> (R\$) 2013	REP (R\$) 2011	REP (R\$) 2012	REP (R\$) 2013
Nova Iguaçu (NG)	799.047	801.746	804.815	11.203.299	11.902.923	13.261.453	3.920.766	5.984.527	5.161.103
Paracambi (PB)	47.635	48.129	48.705	495.713	547.444	600.091	1.029.281	2.289.572	2.100.590
Queimados (QM)	139.188	140.374	141.753	2.327.397	3.071.726	3.680.058	291.383	890.599	345.887
São Gonçalo (SG)	1.008.065	1.016.128	1.025.507	11.582.652	12.532.252	14.064.389	472.306	674.612	472.887
São João do Meriti (SM)	459.379	460.062	460.799	6.941.686	6.025.869	6.526.306	517.657	657.844	759.124
Seropédica (SP)	79.179	80.138	81.260	1.102.690	1.226.665	1.837.124	47.957	70.852	1.090.873
Tanguá (TG)	31.091	31.438	31.844	424.526	454.814	456.243	463.477	643.269	554.329

DMU: eficiência de unidades produtivas (*decision making units*); POP: população; PIB: produto interno bruto; REP: repasse.

se encontrou na região central da análise (mediana) e a que de fato está muito distante da fronteira de eficiência (ineficiente), apontada no nosso estudo como a pior prática de governança local no que se refere ao ativo ambiental, de acordo com a Tabela 2.

Sendo assim, com a classificação formada e suas divisões é possível verificar que o município de Mesquita, no ano de 2012, se destacou como a DMU mais eficiente na gestão do Programa ICMS Verde na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, enquanto o município de Nilópolis, no ano de 2012, alcançou a DMU mediana e o município de Seropédica, em 2011, foi a DMU menos eficiente.

Avaliando a relação entre variáveis de entrada e saída, no espaço temporal entre os anos de 2011 e 2013, observou-se que Mesquita segue um caráter linear de gestão, acompanhando o crescimento da população local e de seu PIB *per capita*, que aumentaram 0,95 e 7,7%, respectivamente. Contudo, mesmo havendo aumento dos elementos de pressão do ativo ambiental (população e renda), houve saldo positivo, de 7,63% a

mais do valor de repasse do ICMS Verde ao município, desde o ano de 2011. Nilópolis e Seropédica seguiram o mesmo padrão linear de gestão.

No espaço temporal entre 2011 e 2013, o município de Nilópolis teve crescimento populacional de 0,99% e do PIB *per capita* de 7,17%, além do aumento do repasse, que chegou a 42,29%, enquanto Seropédica aumentou seu valor de repasse em 224%, acompanhando o PIB *per capita*, que também teve elevado aumento, 60,02%, e crescimento populacional de 9,7%.

Ao verificar os índices que compõem o IFCA dos municípios eficientes, medianos e ineficientes, revelam-se quais medidas devem ser tomadas para que haja melhor eficiência na gestão do Programa ICMS Verde e, conseqüentemente, maior valor de repasse.

Observando a Tabela 3, vemos que a componente responsável pelo destaque de Mesquita, no ano de 2012, foi o índice relativo de área protegida, o qual possui peso igual a 36 no cálculo do IFCA. Outro componente responsável por elevar o IFCA do município é o índice de destinação final de resíduos sólidos urbanos, que

Tabela 2 – Classificação de eficiência das unidades produtivas (decision making units — DMUs).

Classificação	DMU	Eficiência	Ranking	DMU	Eficiência	Ranking	DMU	Eficiência
1º	MQ12	1	20º	NT11	0,69325	39º	QM11	0,40577
2º	GP12	0,99828	21º	MG11	0,66475	40º	MR12	0,40101
3º	GP13	0,987	22º	NL13	0,61889	41º	SM12	0,39668
4º	NG12	0,98406	23º	SP13	0,60581	42º	BF11	0,37813
5º	PB12	0,94385	24º	IB13	0,56826	43º	BF13	0,37055
6º	MQ13	0,93213	25º	CX12	0,56572	44º	RJ13	0,36987
7º	NG13	0,90895	26º	MR13	0,55596	45º	IB11	0,36404
8º	TG12	0,90266	27º	QM12	0,55228	46º	MR11	0,36264
9º	GP11	0,87205	28º	CX13	0,55005	47º	SM11	0,33905
10º	TG11	0,85881	29º	NL12	0,53524	48º	RJ11	0,25195
11º	MG13	0,84799	30º	NL11	0,47592	49º	IT12	0,22213
12º	MG12	0,8393	31º	IT13	0,46874	50º	JP12	0,21737
13º	MQ11	0,83132	32º	CX11	0,4619	51º	SG12	0,20861
14º	NT12	0,82773	33º	BF12	0,45961	52º	SP12	0,16394
15º	NT13	0,79719	34º	RJ12	0,44423	53º	IT11	0,10385
16º	NG11	0,79437	35º	IB12	0,43894	54º	SG13	0,04019
17º	PB13	0,79149	36º	QM13	0,42903	55º	SG11	0,04018
18º	TG13	0,77981	37º	SM13	0,42853	56º	JP11	0,01686
19º	PB11	0,75697	38º	JP13	0,42457	57º	SP11	0,00546

MQ: Mesquita; GP: Guapimirim; NG: Nova Iguaçu; PB: Paracambi; TG: Tanguá; MG: Magé; NT: Niterói; NL: Nilópolis; SP: Seropédica; IB: Itaboraí; CX: Duque de Caxias; MR: Maricá; QM: Queimados; IT: Itaguaí; BF: Belford Roxo; RJ: Rio de Janeiro; SM: São João do Meriti; JP: Japeri; SG: São Gonçalo.

Tabela 3 – Componentes do índice final de conservação ambiental (IFCA) dos municípios eficiente, mediano e ineficiente.

Municípios	Índices Relativos (R\$)					
	Mananciais de Abastecimento	Coleta e tratamento de esgoto	Destinação final de resíduos sólidos urbanos	Remediação de vazadouros	Área protegida	Áreas protegidas municipais
Mesquita (2012)	0	0	1.264.817	367.143	1.596.220	2.256.634
Nilópolis (2012)	0	54.499	271.032	367.143	52.314	85.179
Seropédica (2011)	0	0	0	0	47.957	0

por sua vez é um dos principais agentes agressores do ativo ambiental, recebendo peso 20 no cálculo do IFCA.

Nilópolis, em 2012, possuía o número de habitantes próximo ao de Mesquita no mesmo ano, além do PIB *per capita* mais elevado. Cumpriu cinco das seis componentes do IFCA, restando apenas o índice de mananciais de abastecimento, contudo tais práticas não foram suficientes para superar Mesquita no ano de 2012, pois seus índices possuem valores mais baixos, como, por exemplo, o índice de destinação final de resíduos sólidos urbanos, que corresponde a menos da metade do valor obtido por Mesquita em 2012, não se expressando de forma eficaz no IFCA.

É válido salientar que a questão da produção e coleta de resíduos, além da remediação de lixões, está intrinsecamente relacionada ao aumento do PIB *per capita* e da população, tendo em vista o aumento do poder aquisitivo. Logo, quanto maiores o PIB *per capita* e o número de habitantes, maiores devem ser o índice de destinação final de resíduos sólidos urbanos e o índice de remediação de vazadouros, havendo consequentemente melhor resposta no valor do IFCA.

Com base nas informações contidas na Tabela 3, é possível entender a última colocação do município de Seropédica, no ano de 2011, pois, além de não contemplar quase nenhum componente do IFCA, possui um índice de área protegida baixo, com valores que correspondem a 3% do valor obtido por Mesquita em 2012. Todavia, na classificação dos municípios eficientes, na Tabela 2, percebe-se que Seropédica, no ano de 2013, subiu para a 23ª colocação, demonstrando a melhora das práticas ambientais, a começar pela instalação do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) Santa Rosa e pela desativação do lixão da cidade, contribuindo para

os índices de destinação final de resíduos sólidos urbanos e remediação de vazadouros, respectivamente.

Avaliando de forma geral o emprego do ICMS Verde nos municípios da região metropolitana do estado do Rio de Janeiro, é possível verificar que a aplicação das boas práticas de conservação do meio ambiente não é sinônimo de antagonismo ao crescimento econômico, e sim uma ferramenta de apoio e equidade humana e social.

O índice da Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN) de desenvolvimento municipal, também conhecido como IFDM, apresenta dados referentes a educação, saúde, emprego e renda, os quais funcionam como bons apontadores para uma melhor análise da gestão do ICMS Verde. A pontuação varia de 0 a 1, sendo o desenvolvimento classificado como baixo (de 0 a 0,4), regular (0,4 a 0,6), moderado (de 0,6 a 0,8) e alto (0,8 a 1).

Avaliando os dados da Tabela 4, obtidos por meio do IFDM, constata-se que os municípios de Nilópolis e Seropédica acompanharam a linearidade, conforme visto nos resultados obtidos na análise de eficiência da gestão do ICMS Verde. Já o município de Mesquita teve oscilação em seus resultados, como notado também na análise de eficiência. Em geral, de acordo com a classificação do índice FIRJAN de desenvolvimento municipal, os três municípios foram categorizados como moderadamente desenvolvidos (pontuação de 0,6 a 0,8) e mostram estar em busca da classificação como desenvolvidos.

Observando o desenvolvimento de Mesquita, Nilópolis e Seropédica no espaço temporal dos anos de 2011 a 2013, por meio da pontuação das áreas de desenvolvimento do IFDM, foi possível obter a visão real dos avanços sociais após a aplicação de boas práticas ambientais e econômicas.

Tabela 4 – Relação entre o índice da Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN) de Desenvolvimento Municipal (IFDM) e o repasse do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Verde para os municípios de Mesquita, Nilópolis e Seropédica.

Municípios	IFDM			Repasse ICMS Verde (reais)		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013
Mesquita	0,6482	0,6410	0,6802	3.629.947	5.484.813	4.731.315
Nilópolis	0,6078	0,6812	0,6989	623.911	830.167	1.475.222
Seropédica	0,6454	0,6599	0,7715	47.957	70.852	1.090.873

Assim, como demonstra a Figura 1, o município de Mesquita entre 2011 e 2013 teve melhora na educação e uma pequena variação na saúde e na área de emprego e renda. De acordo com a classificação do IFDM, a área emprego e renda foi definida como regular em todos os anos, o que nos mostra que não está havendo melhora significativa para esse quesito.

O município de Nilópolis teve crescente melhora na educação e saúde, porém, assim como Mesquita, sofreu variação na área emprego e renda, sendo classificado como regular nos três anos para esse quesito, conforme Figura 2.

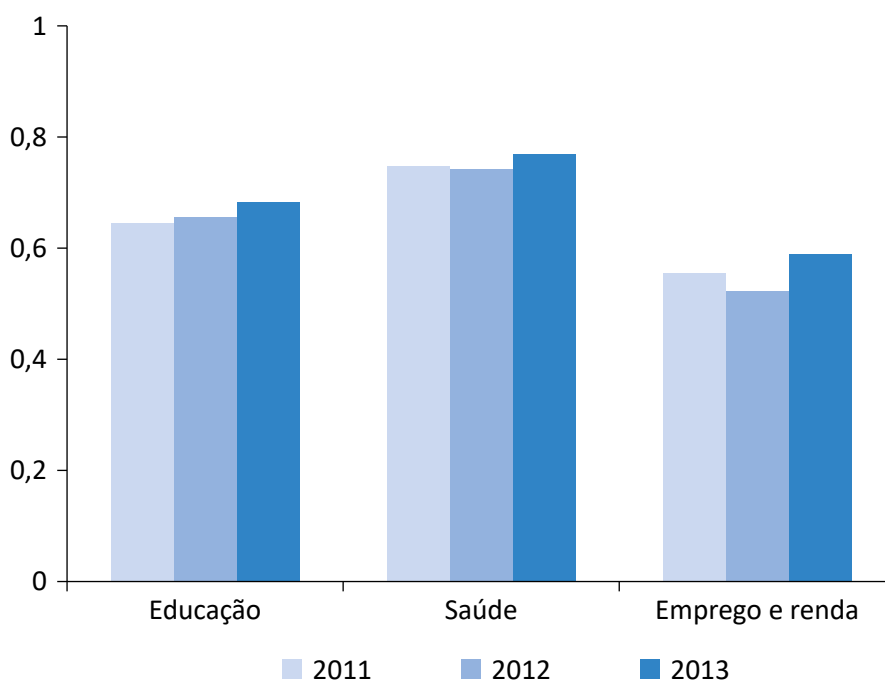
Já Seropédica, assim como Nilópolis, obteve nos anos de 2011 a 2013 crescente melhora na educação e saúde, porém sofreu variação na área emprego e renda. Apesar de tal ocorrência, o município conseguiu se manter com a classificação de desenvolvimento moderado ao longo dos três anos, havendo aumento significativo em 2013 para essa área. Tal fato justifica-se pelo incentivo para a construção de um parque industrial e pela abertura do porto localizado nas proximidades da região. A crescente melhora da educação e saúde, indicada pelo IFDM, pode estar diretamente ligada aos

investimentos em obras de saneamento básico e no aumento das áreas de conservação, visto que, quando há investimento em educação, há mais consciência ambiental, menor produção de resíduos, menos problemas com a saúde humana e mais aproveitamento dos parques e de áreas preservadas.

A área da saúde no município de Seropédica, apesar de no ano de 2011 ter sido classificada como regular, obteve bom desenvolvimento nos anos seguintes, classificando-se como moderado, tal qual Figura 3.

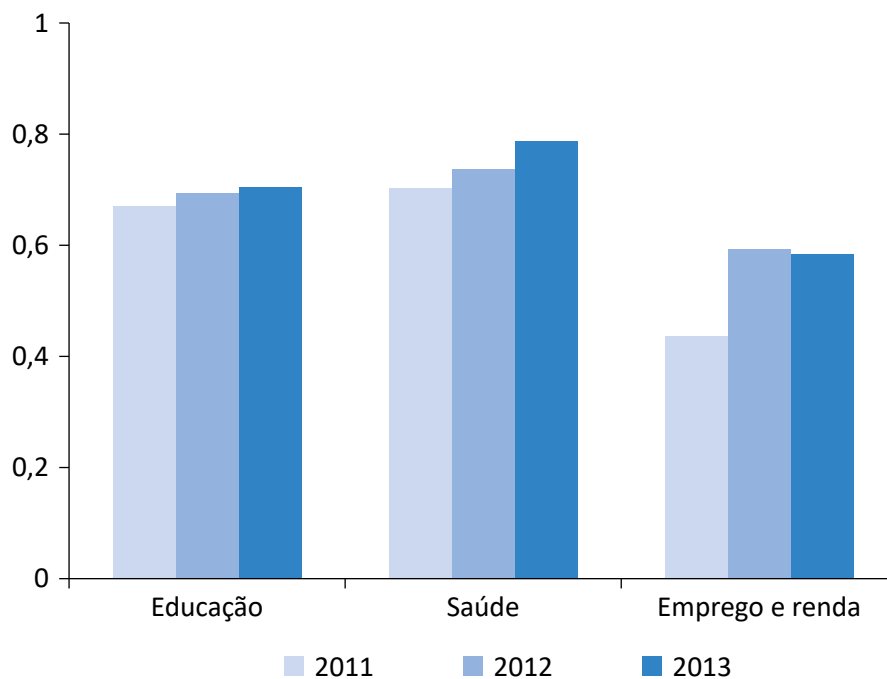
Avaliando os índices de eficiência revelados na análise e relacionando-os com o IFDM, verifica-se que, apesar de Mesquita no ano de 2012 ter se destacado no Programa ICMS Verde, não obteve bom desenvolvimento nas áreas de educação, saúde e emprego e renda, afirmando que a componente área protegida municipal e estadual, do IFCA, é a que mais conta para o maior repasse do imposto e que há a necessidade de mais investimento na área de saneamento básico para a melhora das componentes do IFCA e do IFDM.

No caso do município de Mesquita, mais da metade do seu território está inserida em área de proteção ambiental, justificando o alto valor do repasse do ICMS Verde.



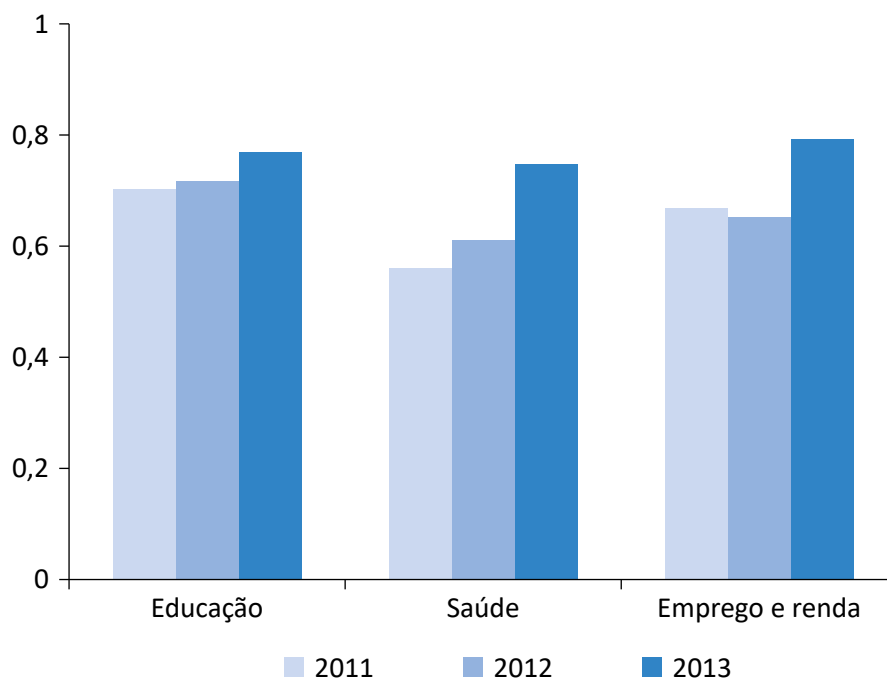
Fonte: adaptado de FIRJAN (2014; 2015).

Figura 1 – Áreas de desenvolvimento do município de Mesquita de acordo com a pontuação do método do índice da Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN) de Desenvolvimento Municipal (IFDM).



Fonte: adaptado de FIRJAN (2014; 2015).

Figura 2 – Áreas de desenvolvimento do município de Nilópolis de acordo com a pontuação do método do índice da Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN) de Desenvolvimento Municipal (IFDM).



Fonte: adaptado de FIRJAN (2014; 2015).

Figura 3 – Áreas de desenvolvimento do município de Seropédica de acordo com a pontuação do método do índice da Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (FIRJAN) de Desenvolvimento Municipal (IFDM).

Nilópolis, por estar situado em um ambiente extremamente urbano e com poucas áreas de proteção ambiental, possui baixo valor de repasse do ICMS Verde, já que as componentes áreas protegidas municipal e estadual do IFCA possuem valores baixos. No levantamento feito pela FIRJAN, o município destaca-se pelo investimento em educação e saúde, os quais estão intimamente ligados principalmente às componentes coleta e tratamento de esgoto, além da destinação final de resíduos sólidos urbanos, vistos no cálculo do IFCA. Tais componentes devem ser melhorados na gestão do ICMS Verde para que haja maior repasse do imposto, tendo como consequência melhor qualidade de vida para a população dessa cidade.

Relacionando a crescente linearidade no *ranking* de eficiência da gestão do ICMS Verde com os resultados do IFDM, verifica-se que o município de Seropédica foi

o que mais evoluiu quando comparado a Mesquita e Nilópolis. Além do aumento das áreas de proteção ambiental, houve investimento em educação e saúde por meio de boas práticas ambientais e econômicas, que por sua vez contribuíram para o aumento de emprego e renda da cidade, com destaque para o ano de 2013. Dessa forma, Seropédica mostra-se como uma potencial cidade economicamente sustentável, caso as boas práticas ambientais continuem sendo implementadas.

Sendo assim, pode-se dizer que, quando os subíndices do IFCA começam a mostrar resultados, automaticamente há melhora na educação, saúde e emprego e renda, mostrando que as boas práticas ambientais são coadjuvantes do desenvolvimento econômico. Logo, a entrada da agenda ambiental na gestão de municípios e governança local não só mantém o desenvolvimento em caráter linear ou crescente, mas também eleva esse patamar.

CONCLUSÕES

Dadas as evidências expostas, constatou-se que na região metropolitana do estado do Rio de Janeiro o município que mais se destacou quanto à gestão do Programa ICMS Verde no espaço temporal de 2011 a 2013 foi Mesquita no ano de 2012, com base na DEA, porém o município que tem mostrado potencial para uma economia sustentável é Seropédica, que tem unido boas práticas ambientais ao bom crescimento econômico e social.

Na avaliação das componentes do IFCA, o índice de áreas protegidas mostrou ser vital para o bom repasse do ICMS Verde, em razão do seu peso relevante. Sendo as-

sim, para os municípios que não possuem áreas a serem protegidas significativamente, deve-se investir em práticas relacionadas diretamente ao saneamento básico, como a destinação final de resíduos sólidos urbanos e a coleta e tratamento de resíduos sólidos, pois são as componentes com segundo maior peso no IFCA.

Portanto, conclui-se que o poder público, juntamente com as outras entidades, quando unidos no mesmo foco, consegue garantir bom desenvolvimento econômico mesmo aplicando boas práticas ambientais, revelando uma nova tendência das economias globais.

REFERÊNCIAS

ARAUJO, J. V. D. E. A tributação extrafiscal e o meio ambiente. *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XVII, n. 121, 2014. Disponível em: <<http://ambito-juridico.com.br>>. Acesso em: 12 out. 2016.

BANKER, R. D.; CHARNES, A.; COOPER, W. W. Some Models for Estimating Technical and Scale Inefficiencies in Data Envelopment Analysis. *Management Science*, v. 30, n. 9, p. 1078-1092, 1984. <https://doi.org/10.1287/mnsc.30.9.1078>

BARTON, D.; RUSCH, G.; MAY, P.; RING, I.; UNNERSTALL, H.; SANTOS, R.; ANTUNES, P.; BROUWER, R.; GRIEG-GRAN, M.; SIMILÄ, J.; PRIMMER, E.; ROMEIRO, A.; DECLERCK, F.; IBRAHIM, M. Assessing the role of economic instruments in a policy mix for biodiversity conservation and ecosystem services provision: a review of some methodological challenges. *In: BIOECON*, 11., 2009. *Anais...*, 2009.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado Federal, 1988.

- CHAPE, S.; HARRISON, J.; SPALDING, M.; LYSENKO, I. Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Science*, v. 360, n. 1454, p. 443-455, 2005. <https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>
- CORRÊA, L. F. de S. *O Brasil nas Nações Unidas: 1946-2011: apresentação à terceira edição de Antonio de Aguiar Patriota*. 3. ed. Brasília; FUNAG, 2012. 986 p.
- DROSTE, N.; RING, I.; SANTOS, R.; KETTUNEN, M. Ecological Fiscal Transfers in Europe – Evidence-Based Design Options for a Transnational Scheme. *Ecological Economics*, v. 147, p. 373-382, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.031>
- FARLEY, J.; AQUINO, A.; DANIELS, A.; MOULAERT, A.; LEE, D.; KRAUSE, A. Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecological Economics*, v. 69, n. 11, p. 2075-2084, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.016>
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (FIRJAN). *Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal*. Rio de Janeiro: FIRJAN, 2014. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/ifdm/>>. Acesso em: 22 nov. 2016.
- _____. *Índice FIRJAN de Desenvolvimento Municipal*. Rio de Janeiro: FIRJAN, 2015. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/ifdm/>>. Acesso em: 22 nov. 2016.
- FUNDAÇÃO CENTRO ESTADUAL DE ESTATÍSTICAS, PESQUISAS E FORMAÇÃO DE SERVIDORES PÚBLICOS DO RIO DE JANEIRO (CEPERJ). *Estado do Rio de Janeiro: Regiões de Governo*. Disponível em: <http://www.ceperj.rj.gov.br/ceep/info_territorios/divis_regional.html>. Acessado em: 11 jan. 2017.
- GRAU, E. R. *A Ordem Econômica na Constituição de 1988*. 14. ed. São Paulo: Malheiros, 1988.
- GRIEG-GRAN, M. *Fiscal incentives for biodiversity conservation: the ICMS Ecológico in Brazil*. Discussion Paper No 00-01. Londres: International Institute for Environment and Development, 2000.
- HAJKOWICZ, S. Allocating scarce financial resources across regions for environmental management in Queensland, Australia. *Ecological Economics*, v. 61, n. 2-3, p. 208-216, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.10.011>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Estimativa da População em 2016*. Disponível em: <<http://cod.ibge.gov.br/S7N>>. Acesso em: 11 jan. 2017.
- IRAWAN, S.; TACCONI, L.; RING, I. Designing intergovernmental fiscal transfers for conservation: the case of REDD + revenue distribution to local governments in Indonesia. *Land Use Policy*, v. 36, p. 47-59, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.07.001>
- KÖLLNER, T.; SCHELSKE, O.; SEIDL, I. Integrating biodiversity into intergovernmental fiscal transfers based on cantonal benchmarking: a Swiss case study. *Basic and Applied Ecology*, v. 3, n. 4, p. 381-391, 2002. <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00104>
- KUMAR, S.; MANAGI, S. Compensation for environmental services and intergovernmental fiscal transfers: the case of India. *Ecological Economics*, v. 68, n. 12, p. 3052-3059, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.07.009>
- LINS, M. E.; LOBO, M. S. de C.; SILVA, A. C. M. da; FISZMAN, R.; RIBEIRO, V. J. de P. O uso da Análise Envoltória de Dados (DEA) para avaliação de hospitais universitários brasileiros. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 12, n. 4, p. 985-998, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232007000400020>
- MARTINS, J. *Tributação e Meio Ambiente*. Curitiba: Juruá, 2003.
- MONTE, M. A.; SILVA, M. L. Análise do repasse do ICMS Ecológico aos municípios do Estado de Minas Gerais. *CERNE*, Lavras, v. 15, n. 4, p. 391-397, 2009.
- MORAES, K. F. de. Direito tributário e meio ambiente: importância dos incentivos fiscais na preservação do meio ambiente. *Âmbito Jurídico*, Rio Grande, XV, n. 104, 2012. Disponível em: <http://www.ambitojuridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=11938>. Acesso em: 12 out. 2016.

- OLIVEIRA, J. A. P. Principais mecanismos de implementação de políticas socioambientais. In: _____. *Empresas na Sociedade*. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier Brasil, 2013. p. 33-49.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Declaração Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio 1992*. Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Rio de Janeiro: ONU, 1992.
- RING, I. Biodiversity governance: adjusting local costs and global benefits. In: SIKOR, T. (org.). *Public and Private in Natural Resource Governance: A False Dichotomy?* Londres: Earthscan, 2008a. p. 107-126.
- _____. Ecological public functions and fiscal equalisation at the local level in Germany. *Ecological Economics*, v. 42, n. 3, p. 415-427, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00124-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00124-6)
- _____. Integrating local ecological services into intergovernmental fiscal transfers: the case of the ecological ICMS in Brazil. *Land Use Policy*, v. 25, n. 4, p. 485-497, 2008b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.001>
- RING, I.; MAY, P.; LOUREIRO, W.; SANTOS, R.; ANTUNES, P.; CLEMENTE, P. Ecological Fiscal Transfers. In: RING, I.; SCHRÖTTER-SCHLAACK, C. (orgs.). *Instrument mixes for biodiversity policies*. POLICYMIX Report n. 2/2011. Leipzig: Helmholtz Centre for Environmental Research, 2011. p. 119-144.
- RIO DE JANEIRO. *Lei nº 2.664, de 27 de dezembro de 1996*. Dispõe sobre a distribuição aos municípios de parcela de 25% (vinte e cinco por cento) do produto da arrecadação do imposto sobre operações relativas à circulação de mercadorias e sobre prestações de serviços de transporte interestadual e intermunicipal e de comunicação - ICMS. Rio de Janeiro, 1996. Disponível em: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/contlei.nsf/f25edae7e64db53b032564fe005262ef/d59484fb516c0f13032564fb005eec2f?OpenDocument>>. Acesso em: 19 set. 2016.
- _____. *Lei nº 5.100, de 4 de outubro de 2007*. Altera a Lei nº 2.664, de 27 de dezembro de 1996, que trata da repartição aos municípios da parcela de 25% (vinte e cinco por cento) do produto da arrecadação do ICMS, incluindo o critério de conservação ambiental, e dá outras providências. Rio de Janeiro, 2007. Disponível em: <<http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/contlei.nsf/f25571cac4a61011032564fe0052c89c/edd5f699377a00078325736b006d4012?OpenDocument>>. Acesso em: 19 set. 2016.
- RIVA, A. L. M.; FONSECA, L. F. L.; HASENCLEVER, L. Instrumentos econômicos e financeiros para a conservação ambiental no Brasil. Brasil: Instituto Socioambiental, 2007.
- SAUQUET, A.; MARCHAND, S.; FÉRES, J. G. Protected areas, local governments, and strategic interactions: The case of the ICMS-Ecológico in the Brazilian state of Paraná. *Ecological Economics*, v. 107, p. 249-258, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.008>
- SCHNEIDER, I. A. *Breve análise do ICMS Ecológico no Brasil*. Monografia (Especialização em Direito Tributário e Finanças Públicas) – Instituto Brasiliense de Direito Público, Brasília, 2013.
- SHOUERI, L. E. *Normas Tributárias Indutoras e Intervenção Econômica*. Rio de Janeiro: Forense, 2005.
- SILVA, A. P. V. A elaboração e formulação do ICMS Verde no Rio de Janeiro. *Cadernos do Desenvolvimento Fluminense*, n. 6, p. 85-95, 2015. <https://doi.org/10.12957/cdf.2015.17743>
- SOARES DE MELLO, J. C. C. B.; GOMES, E. G.; ANGULO-MEZA, L.; ESTELLITA LINS, M. P. Selección de variables para el incremento del poder de discriminación de los modelos DEA. *Revista EPIO, Escuela de Perfeccionamiento En Investigación Operativa*, n. 24, p. 40-52, 2004.
- SOUZA, P. C. T.; WILHELM, V. E. Uma introdução aos modelos DEA de eficiência técnica. *Ciência e Cultura*, Curitiba, v. 4, n. 42, p. 121-139, 2009.
- VEIGA NETO, F. C.; MAY, P. H. Mercados para serviços ambientais. In: MAY, P. H. (org.). *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. 2. ed. Campinas: Campus, 2010. p. 309-332.



ECOLOGIA INDUSTRIAL: EVOLUÇÃO HISTÓRICA E PRODUÇÃO CIENTÍFICA

INDUSTRIAL ECOLOGY: HISTORICAL EVOLUTION AND SCIENTIFIC RESEARCH

Luis Henrique dos Santos Silva Sousa 

Mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Piauí (UFPI). Docente, curso de Engenharia de Produção, Centro Universitário Santo Agostinho (UNIFSA) – Teresina (PI), Brasil.

Elaine Aparecida da Silva 

Orientadora, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, UFPI. Professora, Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental, UFPI – Teresina (PI), Brasil.

Endereço para correspondência:

Luis Henrique dos Santos Silva Sousa – Avenida Barão de Gurgueia, 3.601, bloco 18, ap. 301 – Tabuleta – CEP 64018-901 – Teresina (PI), Brasil – E-mail: oluisnta@hotmail.com

Recebido em: 23/10/2018

Aceito em: 12/2/2019

RESUMO

A ecologia industrial (EI) constitui conhecimento de natureza interdisciplinar que propõe a analogia entre os ecossistemas naturais e industriais, com vistas a identificar semelhanças nos processos de transformação e reaproveitamento de materiais e energia. Este trabalho apresenta a construção histórica/epistemológica da EI, o desenvolvimento da área com base em uma revisão de literatura e a cienciometria sobre o conteúdo. Para isso, foi utilizado o Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a base de dados Web of Science e o *software* VOSviewer. Constatou-se que a EI começou a ser difundida na década de 1960 sem a significação atual e, posteriormente, verificou-se que ela passou a ser notada como uma estratégia para a operacionalização do desenvolvimento sustentável. A maior parte dos trabalhos sobre EI é produzida nos Estados Unidos (31,56%) e utiliza a avaliação do ciclo de vida (ACV) e a análise do fluxo de materiais (AFM). As pesquisas brasileiras, representadas pelos grupos de pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), concentram-se no eixo sul-sudeste, com poucos *cases* nacionais, uma vez que existem iniciativas isoladas até então não estudadas, ou até mesmo não compreendidas como EI por parte dos gestores.

Palavras-chave: ecossistema industrial; cienciometria; desenvolvimento sustentável.

ABSTRACT

Industrial Ecology (IE) is an interdisciplinary knowledge that proposes the analogy between natural and industrial ecosystem, in order to identify similarities in the processes of transformation and reuse of materials and energy. This paper presents the historical / epistemological construction of IE, the development of the area from a literature review and the cienciometry about the content. For this purpose, the CAPES Portal of Periodicals, the Web of Science database and the VOSviewer software were used. It was verified that IE began to be diffused in the 1960's without the current significance. Later it was verified that IE started to be perceived as a strategy for the operationalization of sustainable development. Most IE papers are produced in the USA (31.56%) and use Life Cycle Assessment (LCA) and Material Flow Analysis (MFA). Brazilian researches, represented by CNPq research groups, are concentrated in the south-southeast regions, with few national cases, since there are isolated initiatives that were not studied until now, or even not understood as IE by the managers.

Keywords: industrial ecosystem; cienciometry; sustainable development.

INTRODUÇÃO

A ecologia industrial (EI), assim como a ecologia (tradicional), é um campo interdisciplinar e complexo que estuda as interações de elementos em sistemas: as indústrias, o meio ambiente e a sociedade. Aparentemente paradoxos, os termos *ecologia* e *industrial* apontam para uma nova perspectiva sob os sistemas industriais, sendo estes entendidos não apenas como um setor da economia, mas como toda atividade humana de transformação dinâmica e interdependente (KAPUR; GRAEDEL, 2004).

A EI considera os ecossistemas naturais como modelos potenciais para a realização de atividades na indústria de forma mais sustentável ambientalmente, uma vez que eles têm comportamentos e potencialidades semelhantes. Os ecossistemas industriais, assim como os naturais, consistem em um sistema com fluxo de materiais, energia e informações, dependentes e mantenedores de outros sistemas.

Ao buscar uma semelhança com os ecossistemas naturais, a EI propõe a mudança do padrão linear para o padrão cíclico de produção, em que as saídas (resíduos, por exemplo) dos sistemas produtivos não sejam descartadas, mas sejam entradas de outros processos produtivos. Admitem-se ainda sistemas intermediários que processem os *outputs* em *inputs* para sistema seguinte da rede.

Em sua maioria, os autores corroboram com algumas características comuns à ecologia industrial: a analogia com o mundo biológico, a perspectiva sistêmica e a mudança tecnológica (LIFSET; GRAEDEL, 2005; KAPUR; GRAEDEL, 2004; ERKMAN; FRANCIS; RAMASWAMY, 2005).

Lifset e Graedel (2005) apontam que a EI tem duas grandes áreas de concentração: análise dos processos produtivos e *design* dos produtos. Na primeira área

de concentração, é proposta a análise das relações de causa e efeito dos processos produtivos com relação ao meio ambiente, materiais de entrada e saída e efeitos no meio ambiente (extração, armazenamento, uso, destinação pós-uso). Nesse aspecto, a análise dos materiais acontece sob a perspectiva do ciclo de vida para realidades econômicas, ambientais e sociais. Na segunda área de concentração, a EI indica o redesenho dos produtos, embalagens e materiais utilizados para fabricação com base nos resultados da primeira área de concentração e biomimetismo.

A EI procura responder a questionamentos relacionados a como as organizações devem reorientar o funcionamento de seus processos produtivos para a utilização racional dos recursos naturais que não comprometa a sua disponibilidade futura combinando um denso marco conceitual (ecologia científica) com uma abordagem operacional da sustentabilidade. Precisam apresentar, assim, uma via para o fornecimento de soluções palpáveis que viabilizam o desenvolvimento sustentável nas perspectivas ambientais, sociais e econômicas (ERKMAN; FRANCIS; RAMASWAMY, 2005).

O esforço teórico dos autores para traçar objetivos e definições para a EI nos faz compreender que ambos funcionam como geradores de perguntas complexas sobre o campo de estudo, mas envolvem de forma comum a questão norteadora da área: a preocupação do impacto humano no ambiente biofísico, com todas as suas consequências.

Este trabalho teve como objetivo apresentar uma construção histórica do conceito da EI e uma análise cienciométrica que indique as questões relacionadas à produção científica a fim de conhecer a abordagem da literatura científica ligada ao tema, além das limitações e perspectivas da EI como campo científico e de sua trajetória na indústria brasileira.

METODOLOGIA

Para a construção deste estudo, foram utilizados o Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a base de dados Web of Science (WOS), para a recuperação do maior número possível de materiais referentes à EI. Nessas bases se utilizou na opção busca avançada

o termo "*industrial ecology*". No Portal de Periódicos da CAPES foram adicionados filtros com relação a trabalhos revisados por pares, visando à recuperação de pesquisas que passaram por uma análise mais rigorosa. Também, adicionaram-se filtros no tocante ao tipo de material (tipo de recurso, na termi-

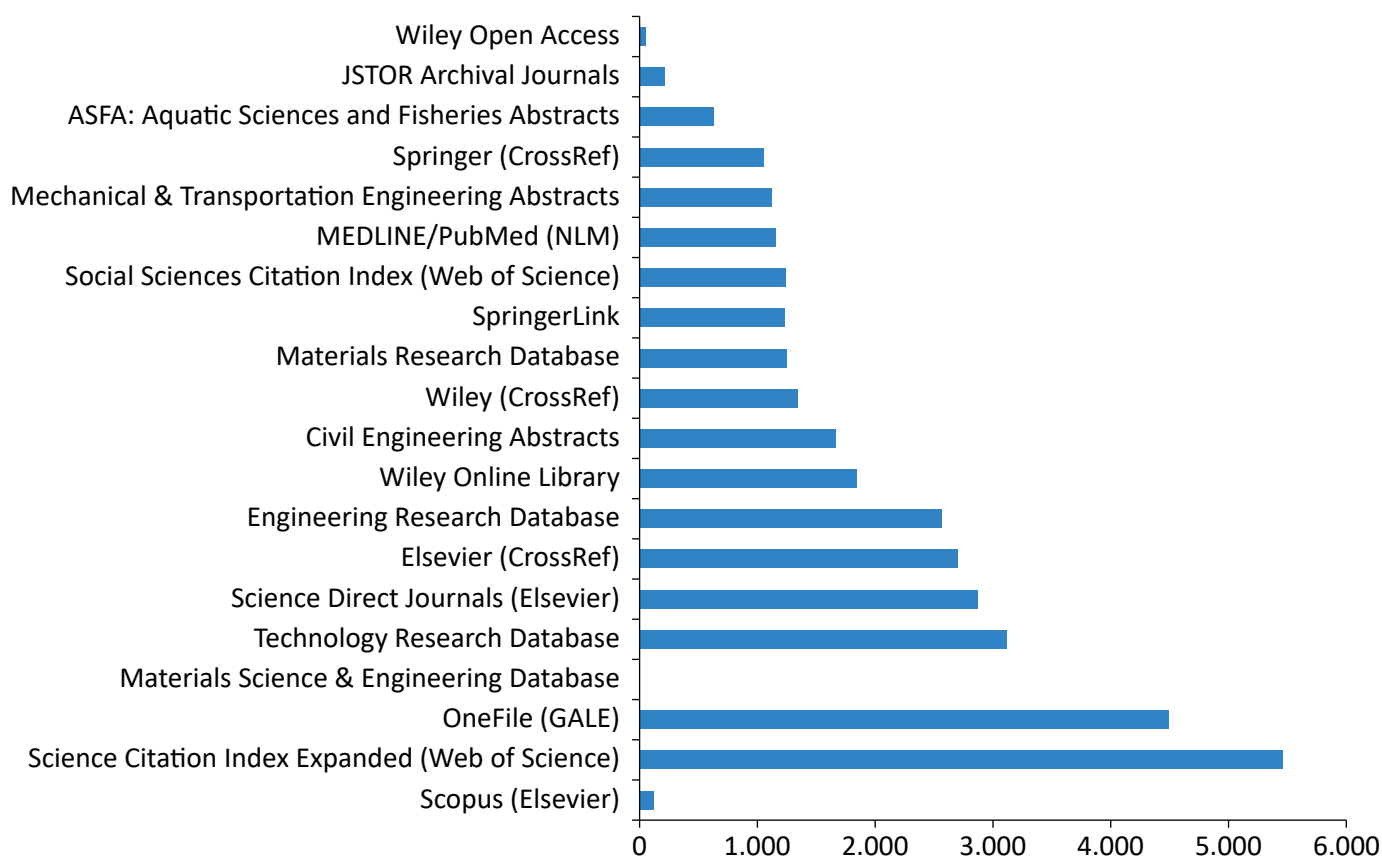
nologia do portal), tendo sido selecionados artigos de periódicos e congressos.

Com isso, obtiveram-se 10.210 trabalhos para análise. Segundo estratificação feita utilizando o Portal de Periódicos da CAPES, observou-se que a base de dados com maior número de trabalhos da amostra é a WOS, conforme apontado na Figura 1. Ademais, vale ressaltar que a soma dos trabalhos em todas as bases é de 34.197, um valor muito superior ao total da busca. Isso acontece porque um mesmo trabalho pode ter sido publicado em periódico que esteja indexado em mais de uma base de dados concomitantemente.

Por esse motivo, a análise cienciométrica foi feita utilizando o *database* fornecido pelo portal WOS, empregando-se o *software* VOSviewer para a criação dos mapas e

o estudo dos agrupamentos das localidades com aspectos comuns em suas publicações. Na análise dos *clusters* gerados pelo VOSviewer, foram utilizadas ferramentas de mixagem de buscas no WOS com termos referentes aos aspectos estudados. Para a criação dos gráficos e tabulação dos dados, usaram-se ferramentas do pacote Office.

Além disso, foi realizada uma busca no Diretório dos Grupos de Pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) por intermédio do termo *ecologia industrial* e seleção dos campos de busca relacionados ao título do grupo de pesquisa, temática e palavras-chave do grupo. Esses recursos foram acionados, pois a temática em questão poderia não estar explícita no nome do grupo de pesquisa,



JSTOR: Journal Storage; NLM: National Library of Medicine.

Fonte: adaptado do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, 2018).

Figura 1 – Quantidade de trabalhos da amostra por base de dados.

mas ter sido citada em outro campo que diz respeito às suas atividades.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Construção histórica da ecologia industrial

Frosch e Gallopoulos (1989), em “Strategies for manufacturing”, fazem a inserção da EI na literatura científica não pela utilização do termo, mas pela apresentação da viabilidade desta como resposta à necessidade da operacionalização do então recém-concebido desenvolvimento sustentável.

Em 1967, Ted Taylor, físico nuclear, criou a Corporação Internacional de Pesquisa em Tecnologia, que desenvolvia estudos relacionados com a publicação *The restoration of the Earth* (TAYLOR; HUMPSTONE, 1972), na qual Taylor em parceria com Charles Humpstone trata sobre o pensamento industrial sistêmico e a reutilização de resíduos gerados pelos processos produtivos.

Gussow e Meyers (1970) ao abordar a EI faziam alusão a um *slogan* verde associado à criação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Já Hoffman e Shapero (1971) fizeram menção ao desenvolvimento econômico regional orientado ao meio ambiente, sem necessariamente referenciar-se às práticas comumente compreendidas no campo de estudo.

Na década de 1980, alguns autores já falavam mais claramente de abordagens alternativas para um desenvolvimento econômico ambientalmente saudável, considerando produtos físicos e resíduos como alternativas tecnológicas. Nesse período, a Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Industrial e a Comissão Econômica das Nações Unidas para a Europa versavam sobre o balanço ambiental em complexos industriais objetivando a não emissão de poluentes (ERKMAN, 1997).

Ressalta-se, nesse período, a iniciativa belga de estudar a economia do país tendo como *input* estatísticas da produção industrial e como *output* variáveis relacionadas ao fluxo de materiais e energia (em vez de resultados em unidades monetárias). O pequeno grupo de estudos, composto de biólogos, químicos e economistas, tratava em seus trabalhos de circulação de materiais e energia sumariamente de processos produtivos envolvendo metais, vidro, chumbo, plásticos, madeira e papel e produção de alimentos (BILLEN *et al.*, 1983).

Leary (1989) argumenta que EI é combinar tecnologia, relações trabalhistas e sociologia no chão de fábrica. Trata também de aspectos que envolvem a disciplina na rotina e gestão fabril. O autor salienta que a EI traz a atenção para os locais de trabalho.

No Oriente, em meados da década de 1960, o ministro japonês de Comércio Internacional e da Indústria criou um grupo de estudos para explorar as possibilidades de desenvolvimento industrial sem a dependência das atuais taxas de consumo de matérias-primas. Em 1970, durante reunião do Conselho de Estrutura Industrial foi levada em conta a perspectiva de as atividades econômicas do país acontecerem em um contexto ecológico. Subsequentemente a esse fato, foi criado o grupo de trabalho em EI, formado por pesquisadores contratados para desenvolver a ideia de reinterpretação do sistema industrial nos moldes dos sistemas ecológicos (ERKMAN; FRANCIS; RAMASWAMY, 2005).

Em 1972, esse grupo fez sua primeira publicação, intitulada *Industry-ecology: introduction of ecology into industrial policy*. O relatório, de mais de 300 páginas, apontava e estimulava as relações entre as indústrias. No ano seguinte, o grupo publicou um segundo documento, já apresentando os estudos de caso das interações entre as indústrias. Deu prosseguimento às suas pesquisas sobre fluxo de energia e ecoeficiência permeando as décadas de 1980 e 90. O Japão foi o primeiro país onde as ideias de EI foram consideradas e postas em prática em larga escala (MORIGUCHI, 2000).

Concomitantemente aos fatos anteriores, na Rússia, o Departamento de Ecologia Industrial em parceria com o Instituto de Tecnologia Química de Mendeleev também desenvolvia trabalhos e projetos com princípios e ideias da EI (ERKMAN, 1997). A Figura 2 compreende o histórico da EI tratado neste tópico.

A visualização da EI pela academia e comunidade industrial deu-se pelo trabalho de Frosch e Gallopoulos, como mencionado anteriormente. A publicação de *Strategies of manufacturing* deu o devido respaldo às ideias do estudo do fluxo de materiais e energia para a

otimização do uso dos recursos naturais e diminuição da emissão de poluentes para o meio ambiente pela reorientação dos processos produtivos mediante uma visão sistemática entre empresas (CHERTOW, 2007).

Em seguida à publicação da *American Science*, Arthur D. Little publicou um fascículo intitulado *Industrial Ecology: a new environmental agenda for industry* (1991). Hardin Tibbs (1993) publicou novamente a obra de Little, agora com uma linguagem adaptada ao mundo dos negócios. O fascículo espalhou-se de forma rápida, disseminando ainda mais as ideias da EI no ambiente de negócios.

Por conta da repercussão do trabalho de Frosch e Gallopoulos (1989), a partir da sua publicação, observou-se um consenso no significado da utilização da expressão *EI* na literatura científica e no âmbito empresarial.

Na década de 1990, com base no que foi fundamentado pelos princípios da EI, iniciou-se a discussão da recente simbiose industrial e da criação dos *eco-industrial parks*. Em 1997, a Universidade de Yale publicou o primeiro volume do periódico *Journal of Industrial Ecology*, marco que reafirmou a identidade da área de estudo, até então bombardeada por uma desconfiança teórico-epistemológica.

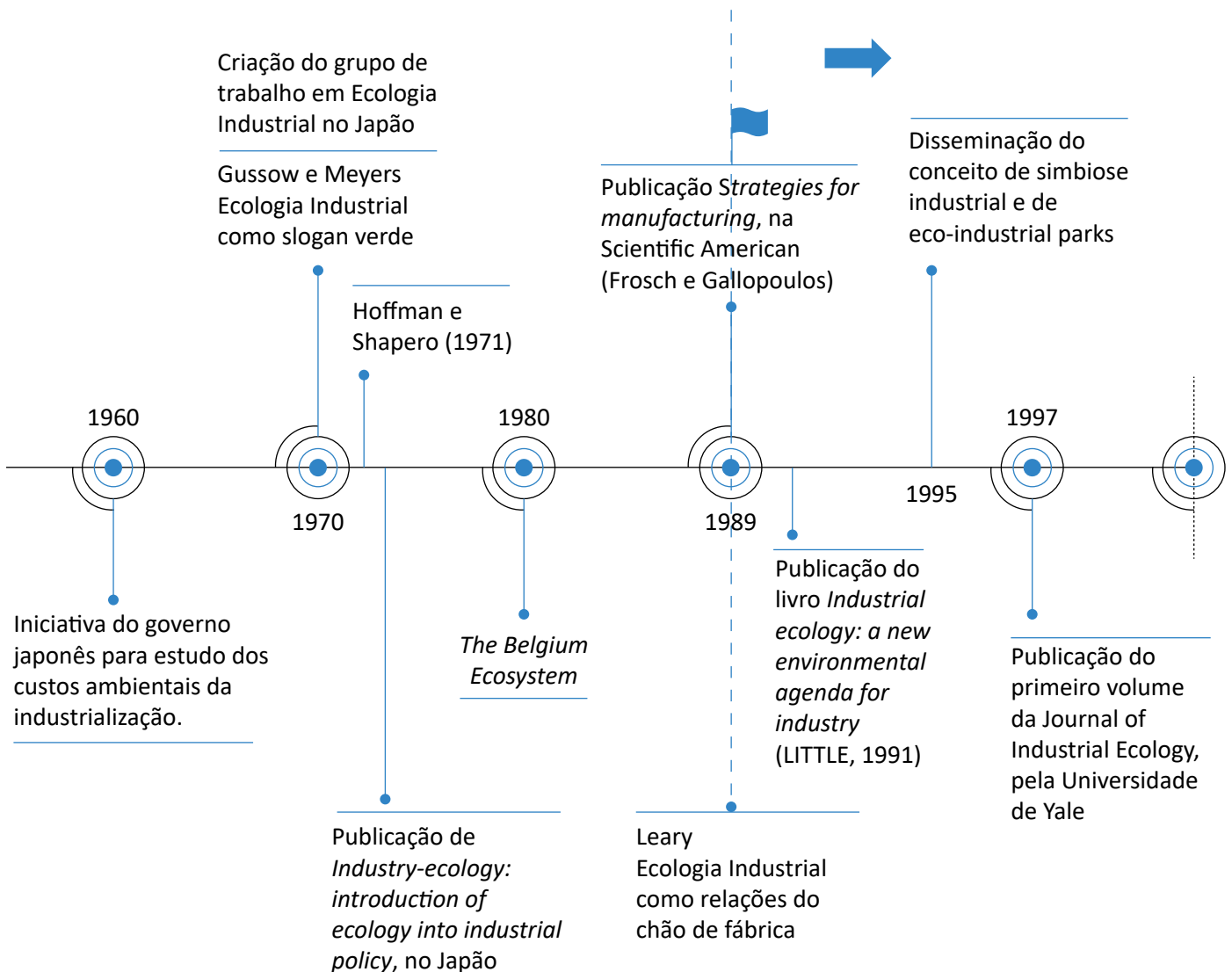


Figura 2 – Histórico da ecologia industrial.

Com a consolidação da constituição teórica do termo, nos anos 2000 em diante a EI passou a significar a analogia dos sistemas industriais com os sistemas biológicos.

Análise cienciométrica

Da amostra recuperada no Portal de Periódicos da CAPES, 98,52% dos trabalhos encontram-se em língua inglesa. As áreas predominantes são relacionadas à engenharia e, principalmente, a aspectos concernentes à sustentabilidade, como: gestão ambiental, energia, ciclo de vida, controle de poluição, entre outros (Figura 3).

Ainda, acerca da amostra recuperada no Portal de Periódicos da CAPES, constatou-se que, dos periódicos nos quais os trabalhos estão publicados, se destacam o *Journal of Industrial Ecology* e o *Journal of Cleaner Production*. As bases em que esses trabalhos estão indexados, conforme apresentado na Figura 1, têm maior número de indexações na WoS.

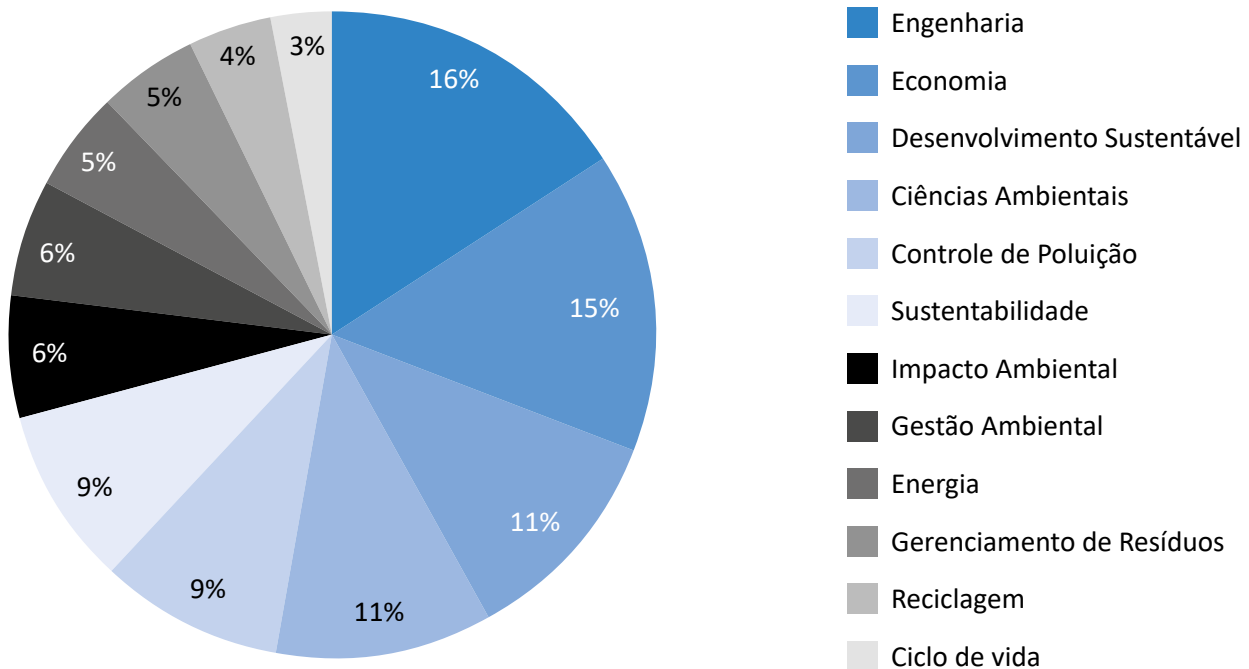
As análises posteriores foram feitas fundamentadas em uma amostra de 1.928 trabalhos recuperados na WoS com a utilização do *software* VOSViewer.

Sobre as características e tendências desses estudos na contemporaneidade, a seção seguinte apresenta um *overview* da IE por meio da análise cienciométrica.

Conforme os dados dessa amostra, a relevância da EI na literatura científica é evidenciada pela grande quantidade de materiais recuperados. A maioria dos trabalhos (78,21%) corresponde a artigos científicos que foram publicados nos últimos dez anos (72,45%). Analisando todo o universo recuperado, o ano de 2017 foi o com o maior número de publicações em EI (Figura 4).

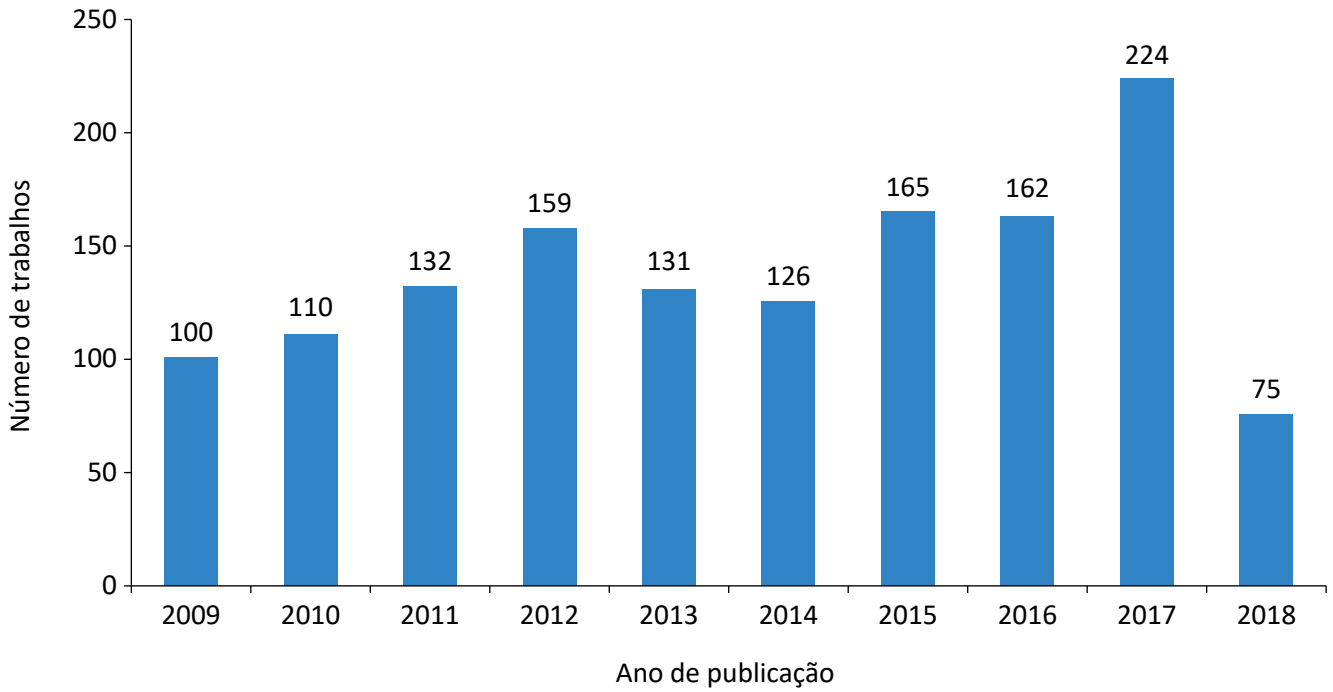
A segunda maior parcela de tipos de publicação são os *proceedings papers*, ou seja, artigos dos anais de eventos da área. Com base nos resultados encontrados, foram analisadas as quantidades e a tendência de publicações de artigos e *proceedings papers* em EI (Figuras 5 e 6).

Enquanto as publicações com a terminologia *ecologia industrial* vêm aumentando nos últimos anos nos periódicos, vem decrescendo a quantidade desses trabalhos



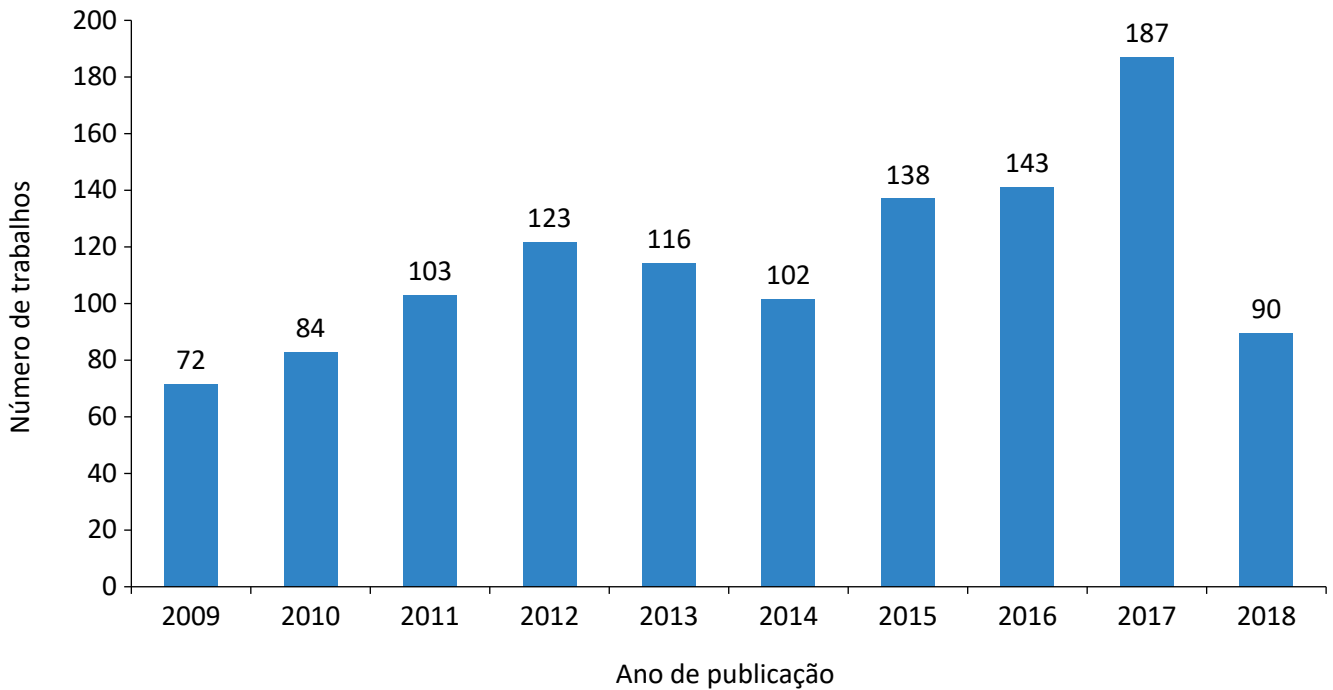
Fonte: adaptado do Portal de Periódicos da CAPES (2018).

Figura 3 – Áreas dos trabalhos recuperados no Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).



Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 4 – Número de trabalhos publicados em ecologia industrial (2009–2018).



Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 5 – Produção em ecologia industrial em periódicos (2009-2018).

divulgados em eventos científicos, contudo isso não é uma indicação de que a temática está sendo menos discutida. Desde 2014, com a inserção do conceito de *economia circular* como escola de pensamento, muitos dos assuntos e aspectos antes tratados pela EI agora estão sendo incorporados pela economia circular.

Ainda sobre o total dos trabalhos recuperados, estes encontram-se distribuídos em diversas áreas, com destaque para: ciências ambientais (67,34%), engenharia ambiental (61,28%), sustentabilidade e tecnologia (56,44%). Isso pode ser observado pela análise das palavras-chave utilizadas nos trabalhos em estudo (Figura 7).

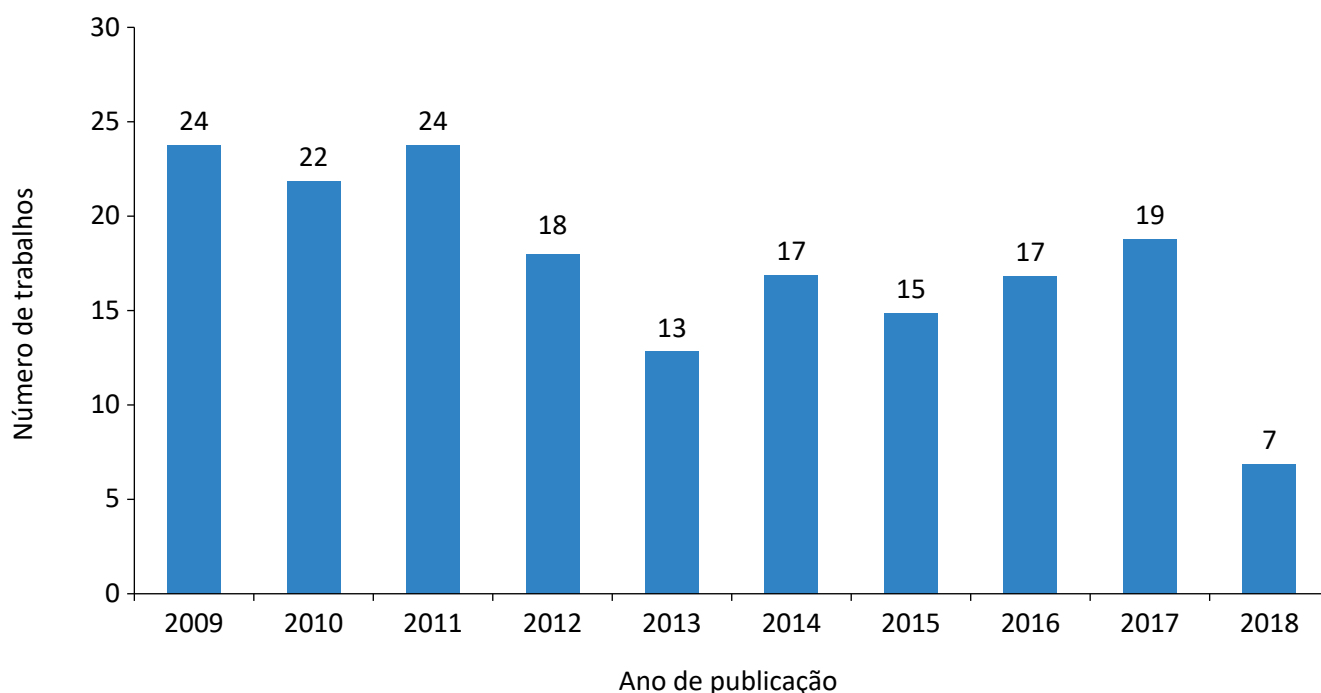
Na árvore das palavras-chave dos trabalhos recuperados (Figura 7)”, as *keywords* têm o seu nível de incidência representado pelo tamanho das fontes e caixas de texto: quanto mais citada, maior o *frame*. As cores indicam o período da maior incidência das palavras segundo a escala apresentada na figura. Com esses resultados, constata-se a concentração dos trabalhos nas áreas correlatas às ciências ambientais, tais como: ecologia, produção mais limpa e impactos ambientais. Também, podem ser visualizados temas abordados mais recentemente

na área, como *international trade*, *carbono footprint* e *construction*, indicando assim tendências na área.

Pela análise das palavras-chave, ainda podem ser identificadas ferramentas e metodologias utilizadas no campo da EI: avaliação do ciclo de vida (*life-cycle assesment* e *life cycle assessment — LCA*) e análise do fluxo de materiais (*input-output analysis — IOA*, *material flow analysis — MFA*, *substance flow analysis — SFA*).

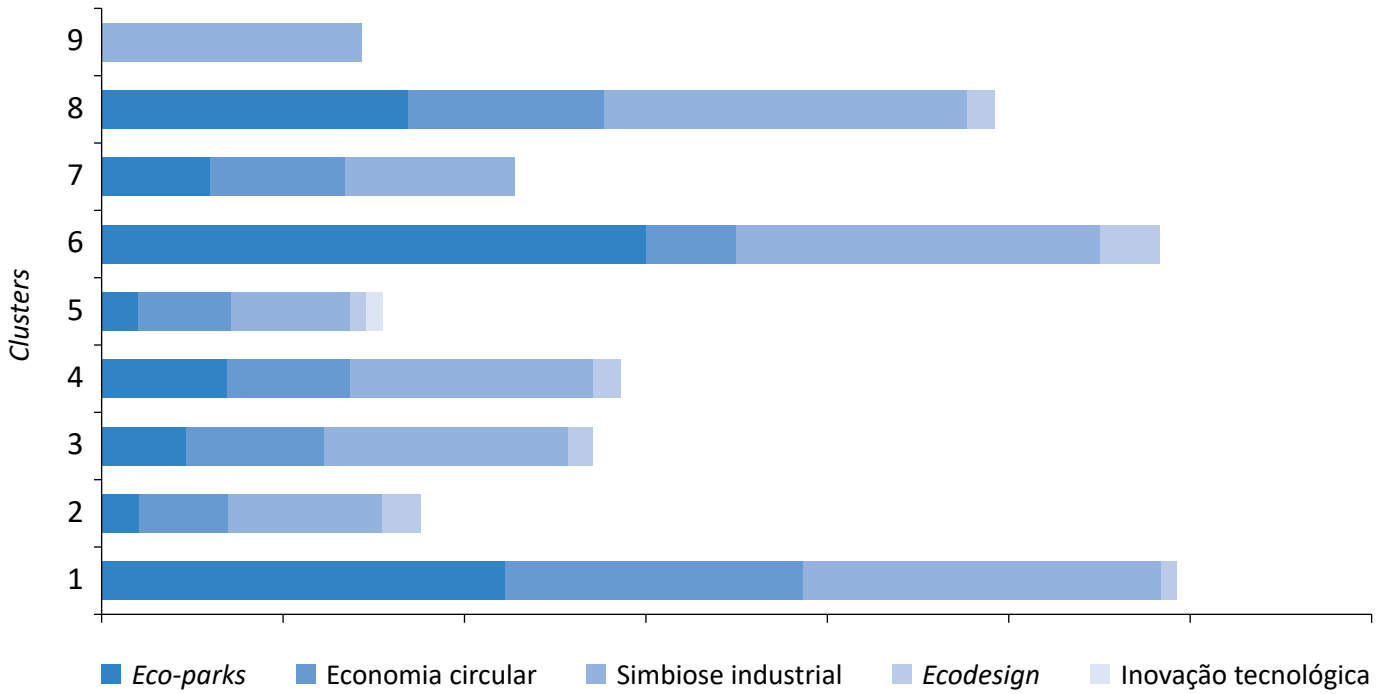
Quanto aos países, os Estados Unidos são os que mais produzem e publicam material científico em EI (Figura 8), com 31,53% (608) dos trabalhos, seguidos da China (11,25%), Inglaterra (8,76%), Canadá (5,81%) e Alemanha (5,60%). Pelo *ranking* oferecido pela WoS, o Brasil está na 19ª posição, com apenas (1,19%) da produção. Verifica-se também que 98,39% do total de trabalhos foi publicado na língua inglesa. Em francês, espanhol e português foram publicados percentuais inferiores a 0,5% para cada idioma.

Com a análise da quantidade de publicações por países e a relação de citações entre os países com auxílio do *software* VOSViewer, os trabalhos podem ser agru-



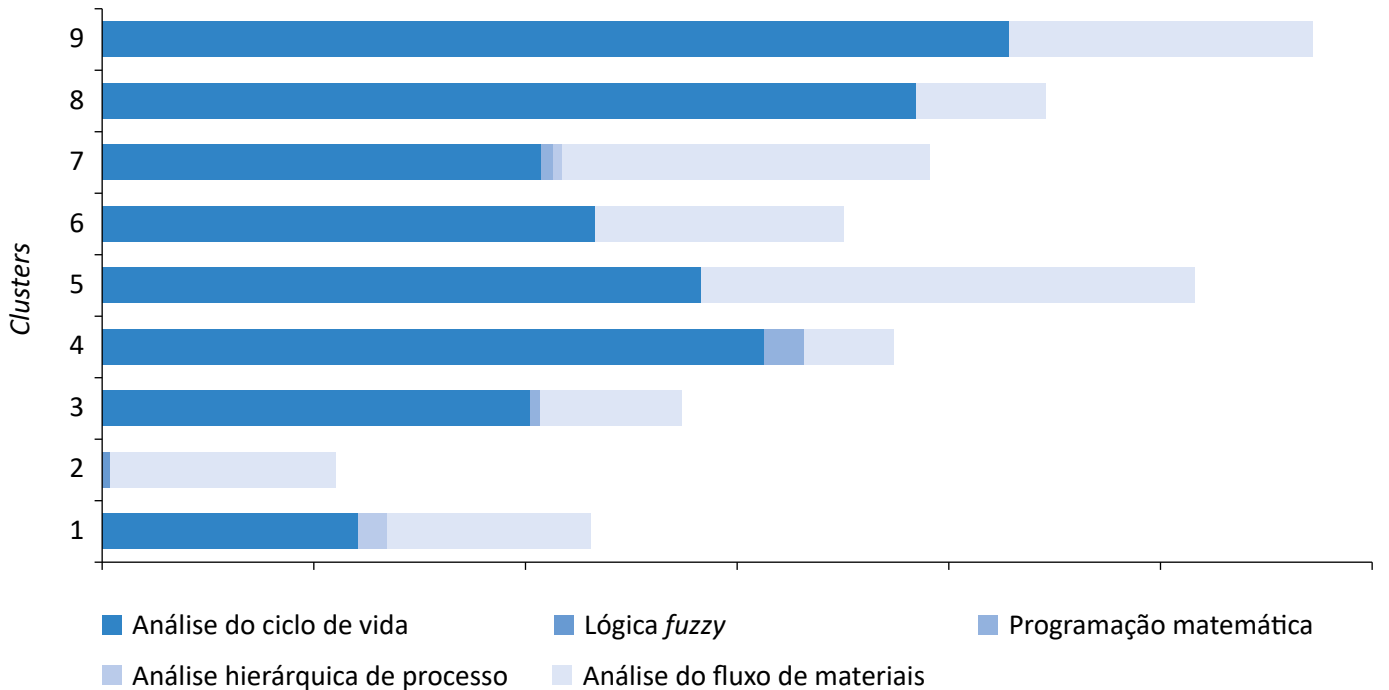
Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 6 – Produção em ecologia industrial em eventos científicos (2009-2018).



Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 9 – Análise das temáticas por clusters de países.



Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 10 – Análise das ferramentas utilizadas, por clusters de países.

de otimização do consumo e a conservação dos recursos naturais. Desse modo, os trabalhos recuperados tratam predominantemente sobre água, atividades de reúso, tratamento e compartilhamento de sistemas de efluentes (AMÓN *et al.*, 2018; PAGOROPOULOS *et al.*, 2018). Destaca-se praticamente em todos os *clusters* a presença de estudos envolvendo biogás (THOMSEN *et al.*, 2017; FALLDE; EKLUD, 2014).

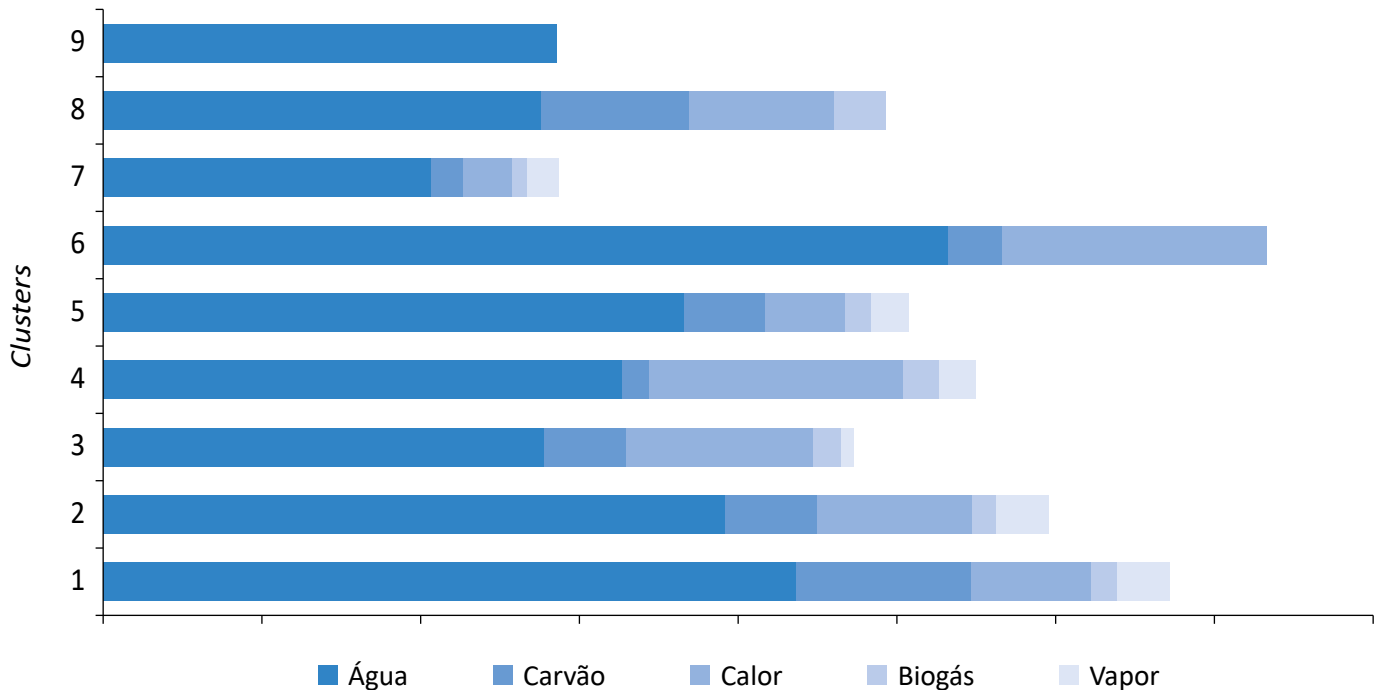
Quanto à autoria, os trabalhos têm concentração menor por autores, nenhum ultrapassando a marca de 1,3% do total das publicações. Destacam-se: Graedel (25), Lifset (21), Stromman (19), Keoleian (16), Korhonen (16) e Hertwich (15).

Graedel tem no início de seus trabalhos o esforço para conceituar, definir as abordagens e estudar o histórico da EI (JELINSKI *et al.*, 1992; GRAEDEL, 1996; 2000). A partir de 2009, os estudos começaram a direcionar-se para estoque e reciclagem de metais como chumbo, metais raros, níquel, entre outros (MAO; GRAEDEL, 2009; GRAEDEL *et al.*, 2011; DU; GRAEDEL, 2011). Recentemente, vem sendo utilizada a abordagem de ciclo de vida para estudar zinco e chumbo. O autor ana-

alisa também a disponibilidade de materiais utilizados para o desenvolvimento de novas tecnologias para a produção de energia, especialmente energia nuclear, apesar de nem sempre constatar criticidade entre a diferenças nas relações de oferta e demanda dos materiais estudados (CHEN; GRAEDEL, 2015; WEISZ *et al.*, 2015; HARPER *et al.*, 2015; NASSAR *et al.*, 2015).

Lifset já aponta aspectos relacionados ao futuro da EI, além de tratar recentemente de assuntos como manufatura aditiva e transparência e acessibilidade das informações para estudos de EI (LIFSET, 2017; HERTWICH *et al.*, 2018; KELLENS, 2017). Stromman concentra seus trabalhos em ACV de materiais elétricos de carros (SINGH *et al.*, 2014; ELLINGSEN *et al.*, 2014).

As organizações que mais produzem, por consequência, são norte-americanas, apesar de, ao analisar as instituições (Figura 12), termos uma universidade norueguesa ocupando o segundo lugar, o que aponta relativa importância do tema como problemática nos grupos de pesquisa no país, embora este ocupe a 10ª posição de produção. As instituições que ocupam os primeiros lugares de produção sobre EI são: Universidade de Yale



Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 11 – Análise dos materiais em estudo por *clusters* de países.

(81), Universidade Norueguesa de Ciência e Tecnologia (72) e Universidade de Michigan (47).

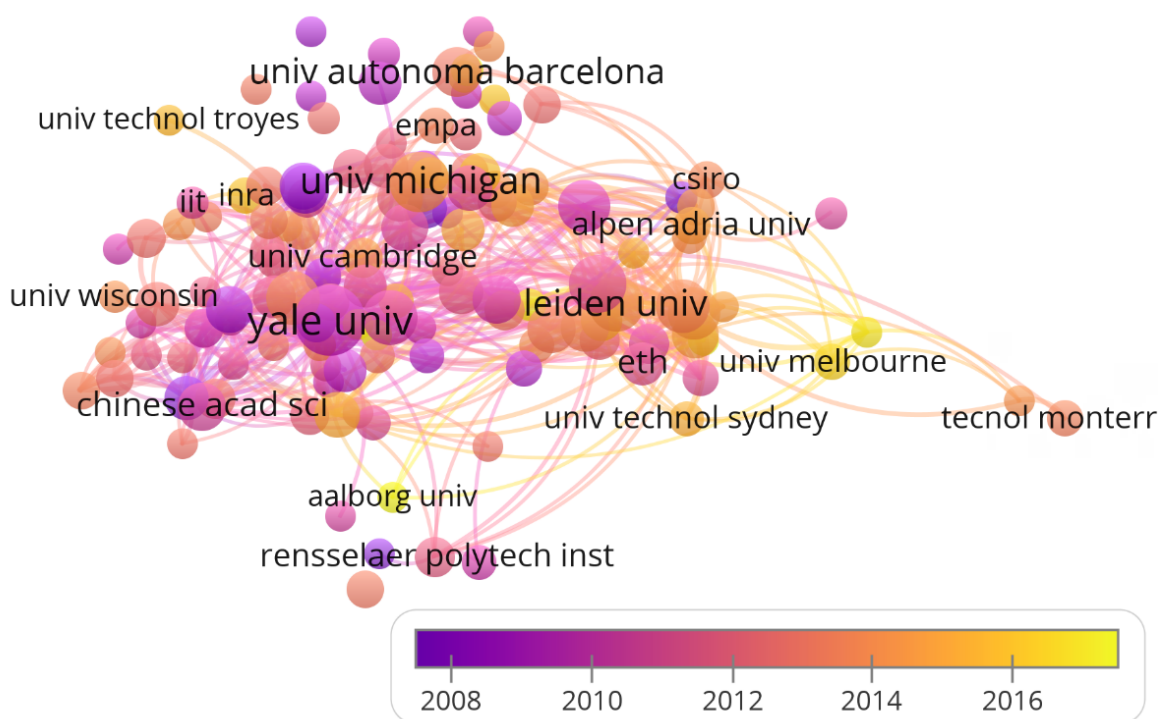
Não obstante serem as maiores detentoras da quantidade de publicações na área, as instituições com o maior número de trabalhos recentes são: Universidade de Melbourne (Austrália), Universidade de Nova Gales do Sul (UNSW) (Austrália), Universidade de Tecnologia de Sidney (Austrália), Universidade de Aalborg (Dinamarca) e Universidade de Tecnologia de Troyes (França). Ao analisar as relações de citações, vê-se que todas têm fortes relações com os trabalhos produzidos na Universidade de Yale.

Mais da metade da produção científica em análise (51,81%) encontra-se em dois periódicos: *Journal of Industrial Ecology* (837 trabalhos) e *Journal of Cleaner Production* (162 trabalhos). Todos os outros periódicos concentram menos de 2,5% da produção de EI em seu conteúdo. Ressaltam-se a referência e quantidade de

publicações na Universidade de Yale, por ser esta a fundadora do periódico, na primeira posição.

Segundo a classificação Qualis da CAPES (evento de classificação 2013–2016), o *Journal of Cleaner Production* tem classificação A1 na área de ciências ambientais e classificação A ou B para quase todas as áreas do conhecimento, enquanto o *Journal of Industrial Ecology* tem classificação apenas para as áreas de economia (B1) e interdisciplinar (A1). O fato não desmerece a revista, uma vez que a classificação Qualis acontece para determinada área quando o periódico em questão já teve publicações de brasileiros da referida área; a revista tem apenas cinco artigos publicados por brasileiros.

Ainda, analisando os resultados obtidos na base Web of Science, nota-se a média de citações por item de 19,48, ou seja, a soma da contagem do número de citações dividido pelo número de resultados no conjunto. Também um *h-index* de 84, que significa a existência de *h* artigos em que cada um foi citado ao menos *h* ve-



EMRA: Enterprise Risk Management Academy; IIT: Institutos de Tecnologia da Índia; INRA: Institut National de la Recherche Agronomique; CSIRO: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation; ETHZ: Instituto Federal de Tecnologia de Zurique.
Fonte: adaptado da WoS (2018).

Figura 12 – Quantidade de trabalhos produzidos por universidades e relações de citações nos últimos dez anos.

zes na amostra em estudo. Esses resultados mostram as relações existentes entre os trabalhos em EI recuperados na busca em questão, também evidenciados pelos mapas gerados pelo VOSViewer, apresentados anteriormente.

A produção brasileira em EI recuperada concentra-se na Universidade Federal do Rio de Janeiro e na Universidade de São Paulo. Os trabalhos, em sua maioria, produzidos a partir de 2015, ressaltam o po-

tencial para simbiose industrial para a construção civil (FREITAS; COSTA; FERRAZ, 2017) e horticultura (SANYÉ-MENGUAL, 2018), simulação de impactos ambientais e benefícios socioeconômicos da implantação de indústria de biodiesel no Rio de Janeiro (SOUZA *et al.*, 2012) e contribuições da EI para a economia circular (SAAVEDRA *et al.*, 2018). Outros estudos também fazem a experiência (ainda não atestada metodologicamente) da utilização da ACV e do mapeamento do fluxo de materiais (SILVA *et al.*, 2015).

Grupos de pesquisa Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

Com base nas informações disponíveis no diretório de grupos de pesquisa do CNPq, identificaram-se os grupos de pesquisas que trabalham de alguma forma com temas relacionados à EI (Tabela 2).

Os grupos de pesquisa na área de EI concentram-se majoritariamente nos cursos de Engenharia de Produção, Mecânica, Química e Sanitária em universidades do eixo Sul-Sudeste brasileiro. Observa-se ainda que

são encontradas poucas instituições do norte e nordeste com pesquisas relacionadas à área, com destaque para a Universidade Federal da Bahia. A ausência de trabalhos recuperados dessas instituições pode se dar por: trabalhos em EI publicados em eventos e periódicos não indexados pela base Web Of Science e pesquisas na área ainda em andamento e EI como conteúdo (de interesse) do grupo de pesquisa, mas ainda sem participantes atuantes na área.

Cenário brasileiro

No Brasil, a primeira iniciativa semelhante às práticas de EI foi a Bolsa de Resíduos. Criada na década de 1980, ela foi uma ideia de algumas das federações da indústria do país. O sistema funciona em uma plataforma *on-line* em que as empresas cadastram os materiais que têm disponíveis para troca ou venda e sinalizam necessidades que possam ser supridas por outras empresas (COELHO, 2001).

Em 2007 foi criado o Sistema Integrado de Bolsas de Resíduos (SIBR). Essa nova plataforma virtual buscou integrar as bolsas de resíduos das unidades da federação com os intuitos de dar mais visibilidade aos materiais e às necessidades das empresas e ampliar as oportunidades de negócios em escala nacional. Fazem parte do SIBR as bolsas de resíduos ligadas às federações da indústria dos estados da Bahia, de Goiás, de Minas Gerais, do Pará, do Paraná, de Pernambuco e de Sergipe (SIBR, 2018).

As federações da indústria inseridas no SIBR: não interferem nas negociações; não se responsabilizam pela destinação e/ou pelo uso dos resíduos trocados ou comercializados; não exerce nenhuma auditoria das informações fornecidas pelas empresas (SIBR, 2018).

Ao consultar a plataforma virtual do SIBR, é possível verificar que existem 7.225 empresas cadastradas e apenas 22 anúncios. O acesso ao banco de dados para as bolsas das federações está desativado, o *site* encontra-se desatualizado e os telefones para contato direcionam para um atendimento central da Confederação Nacional da Indústria (CNI) que não conta com informações disponíveis sobre o SIBR.

Pela postura passiva das bolsas de resíduos e pelo esforço necessário para o estabelecimento das trocas terem de partir unicamente das empresas, uma vez que boa parte destas ainda não tem uma visão estratégica nem empreendedora para desprender-se para a prática proposta pelas bolsas, é possível ressaltar que o processo de tomada de decisão logístico e técnico também fica todo a cargo das empresas envolvidas, sem uma metodologia ou procedimentos a serem seguidos para o sucesso nas transações, o que onera mais ainda o processo e o que provavelmente também contribuiu para a plataforma entrar em desuso. Com isso, a ferramenta, que poderia ser um instrumento para o fomento da simbiose industrial no país, não teve atuação efetiva nem se disseminou por todo o território nacional.

Tabela 2 – Grupos de pesquisa em ecologia industrial no Brasil.

Grupo de Pesquisa	Instituição	Área
ACV Brasil – Avaliação do Ciclo de Vida de Produtos	UnB	Engenharia Mecânica
Ciência e Tecnologia ambiental	UNISC	Engenharia Sanitária
Desenvolvimento de Tecnologias Sustentáveis	UFBA	Engenharia de Produção
Desenvolvimento Sustentável	UNIFAE	Sociologia
Ecologia Agroindustrial	CESUMAR	Engenharia Química
Ecologia Bentônica Tropical	UFRA	Ecologia
Ecologia Industrial	UNIFAE	Engenharia Mecânica
Ecologia Industrial	IFBA	Engenharia Sanitária
Ecologia Industrial, Gestão e Educação Ambiental	CEETEPS	Engenharia de Materiais e Metalúrgica
Economia Circular – EcoInovação e a Abordagem do Ciclo de Vida	UVA/RJ	Engenharia de Produção
Energia e Meio Ambiente	UFRJ	Engenharia de Produção
Laboratório de Ensino em Sustentabilidade Socioambiental e Redes Técnicas (FLUXUS)	UNICAMP	Planejamento Urbano e Regional
Fotoquímica e Ressonância Magnética Nuclear	UNIP	Química
Gestão do Ciclo de Vida no Agronegócio (GCVAgro)	UFMS	Administração
Gestão de Qualidade e Produtividade	UDESC	Engenharia de Produção
Núcleo de Pesquisa em Sistemas e Gestão de Engenharia (GESTORE)	UFRJ	Engenharia de Produção
Grupo de Estudos Avançados em Energia e Ambiente (GREA)	UnB	Engenharia Mecânica
Grupo de Estudos e Pesquisas na Área Interdisciplinar de Planejamento de Sistemas Energéticos	UFOP	Engenharia de Produção
Grupo de Estudos em Materiais e Meio Ambiente (GEMMA)	UESB	Engenharia Mecânica
Grupo de Pesquisa Engenharia de Custo e Tecnologia Biomassa Limpa	UFRN	Engenharia Química
Grupo de Pesquisa em Inovação e Sustentabilidade (InoS)	UFC	Administração
Laboratório de Bioenergia e Catálise (LABEC)	UFBA	Engenharia Química
Meio Ambiente e Saúde Ocupacional para o Desenvolvimento Sustentável	CEETEPS	Engenharia de Produção
Núcleo de Estudos em Estratégia e Sustentabilidade (NESS)	UNIFOR	Administração
Produção e Meio Ambiente	UNIP	Engenharia de Produção
Produção Sustentável	UNITAU	Engenharia de Produção
Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM)	UFBA	Engenharia Sanitária
TECLIM_UFSB, Produção Limpa, Gestão e Consumo Sustentável	UFSB	Engenharia de Produção

UnB: Universidade de Brasília; UNISC: Universidade de Santa Cruz do Sul; UFBA: Universidade Federal da Bahia; UNIFAE: Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino; CESUMAR: Centro Universitário de Maringá; UFRA: Universidade Federal Rural da Amazônia; IFBA: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia; CEETEPS: Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza; UVA: Universidade Veiga de Almeida; UFRJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro; UNICAMP: Universidade Estadual de Campinas; UNIP: Universidade Paulista; UFMS: Universidade Federal do Mato Grosso do Sul; UDESC: Universidade do Estado de Santa Catarina; UFOP: Universidade Federal de Ouro Preto; UESB: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia; UFRN: Universidade Federal do Rio Grande do Norte; UFC: Universidade Federal do Ceará; UNIFOR: Universidade de Fortaleza; UNITAU: Universidade de Taubaté; UFSB: Universidade Federal do Sul da Bahia.

Fonte: adaptado do diretório dos grupos de pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, 2018).

As iniciativas nacionais propriamente entendidas como práticas de EI se deram por meio da International Synergies, da CNI, do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI) e das federações da indústria dos estados financiados pela AI-Investments. O até então Programa Brasileiro de Simbiose Industrial (PBSI) teve protagonismo da Federação das Indústrias do Estado de Minas Gerais (FIEMG), que foi o órgão responsável por fomentar os demais projetos de simbiose industrial nos estados. Todos os outros projetos, com exceção do mineiro, estão descontinuados (FIEMG, 2018).

Minas Gerais foi o estado pioneiro, com a criação do Programa Mineiro de Simbiose Industrial (PMSI), que funciona sobre a tutoria da Gerência de Meio Ambiente da FIEMG. Iniciado em 2009, mais de 2.500 empresas já aderiram a ele de maneira parcial e integral. O PMSI utiliza a metodologia do National Industrial Symbiosis Program (NISP), em que os *quick wins* são a principal ferramenta para captação de participantes para o programa. Os eventos acontecem com o título “Conectando empresas, criando oportunidades”. Conforme a proposta, os *workshops* ocorrem em um ambiente dinâmico e com linguagem direcionada ao mundo dos negócios. A iniciativa mineira tem apoio e consultoria da International Synergies e já elenca mais de 139 mil toneladas e resíduos desviados de aterros, 194 mil toneladas de redução no uso de matérias-primas, 87 mil toneladas de redução de emissão de carbono, 13 milhões de m³ de água reutilizada e 8 milhões em redução de custo para as empresas (FIEMG, 2018).

Atividades de disseminação da simbiose industrial no Paraná se deram por meio da iniciativa mineira, mas pelo Centro Internacional de Negócios do Paraná (CIN/PR) e pela Federação das Indústrias do Estado do Paraná (FIEP). Em agosto de 2011, foi realizado um encontro com o mesmo título dos *workshops* de Minas Gerais. Na oportunidade 37 empresas foram reunidas, a rodada de negócio resultou em 95 ofertas e 36 procuras, e o total de 276 potenciais trocas simbióticas foi cogitado.

Em consulta, o CIN/PR e a FIEP informaram que os projetos foram descontinuados no Paraná. Os últimos termos e documentos do referido projeto estão datados de 2012, e as instituições não dispõem do relatório final do projeto, que não se encontra disponível *on-line* nem nos arquivos de acesso rápido dos órgãos. Os responsáveis comprometeram-se em fornecer os relató-

rios com os resultados das interações simbióticas, mas não retornaram até a data da entrega deste trabalho.

O NISP no Rio Grande do Sul teve suas primeiras atividades em 2011. Com promoção da CNI e suporte da FIEMG, foram realizados *workshops* com as rodadas de negócios. Em 2014, a Agência Gaúcha de Desenvolvimento e Promoção do Investimento em parceria com o SENAI do Rio Grande do Sul e o Centro Nacional de Tecnologias Limpas (CNTL) promoveu o projeto Simbiose Industrial e o Plano de Gestão de Resíduos Sólidos para os Arranjos Produtivos Locais como ações da Política Estadual de Economia da Cooperação.

Esse segundo projeto teve um aspecto diferenciado dos demais produzidos no Brasil, uma vez que teve seu foco nos arranjos produtivos locais (APL). As atividades contaram com divulgação da proposta, visita às empresas por parte do corpo técnico do projeto e posteriormente identificação de cinco APLs para o desenvolvimento dos *workshops* (metalomecânico e automotivo; mecânico pós-colheita; moveleiro; pedras, gemas e joias; e moda da serra gaúcha) e um evento final de divulgação dos resultados (LIMA, 2014).

Ao realizar um estudo após a execução do projeto, Perinetti *et al.* (2016) constataram que em torno de 80% das empresas participantes já realizavam alguma forma de gerenciamento de resíduos, apenas 35% dos envolvidos efetivamente realizaram negociações envolvendo materiais e a maior dificuldade para o estabelecimento das parcerias envolve a falta de viabilidade econômica e geração de quantias de resíduos insuficientes para abster o fluxo simbiótico. Os envolvidos expressaram o interesse na continuidade do projeto; grande parte dos empresários envolvidos compreendeu a importância da simbiose industrial.

Sobre esse projeto, podem ser feitas algumas considerações em relação aos aspectos teóricos, técnicos e metodológicos. A literatura e experiência prática apontam que, quanto maior a diversidade das empresas, mais trocas simbióticas se têm em um espaço geográfico. A opção por adoção dos APLs como “unidades funcionais” do projeto fragiliza essa premissa, uma vez que os arranjos produtivos locais são especializados em uma única natureza de produtos, podendo gerar uma mesma família de resíduos que não seja de interesse das empresas. Se as atividades para o estabelecimento das relações tivessem acontecido entre os APLs, provavelmente se teria um número maior de associações.

A metodologia utilizada para identificação das potenciais trocas aconteceu segundo o modelo do NISP até a segunda etapa. O suporte técnico e facilitador das negociações, que deveriam ocorrer nas etapas seguintes, ficou sob responsabilidade dos próprios empresários. Muitos deles, apesar de ter interesse no projeto, alegaram falta de tempo para desprender-se para a viabilidade das negociações (PERINETTO *et al.*, 2016). A metodologia proposta pelo NISP fornece apoio aos interessados até a finalização e avaliação das trocas estabelecidas, entre outras coisas. Esse primeiro apoio da equipe técnica de implantação funciona para a aquisição de *know-how* sobre simbiose industrial dos empresários e corpo técnico das empresas.

Em Alagoas, também foram realizados por meio da parceria entre Federação das Indústrias do Estado do Alagoas (FIEA) e FIEMG três *workshops* “Conectando empresas, criando oportunidades” no ano de 2012 nas cidades de Maceió, Bento Gonçalves e Arapiraca. Não foi localizado nenhum documento ou registro sobre os resultados dos eventos e do projeto. Solicitou-se à FIEA algum material pertinente ao projeto, e os responsáveis comprometeram-se em fornecer os relatórios, mas não retornaram até a data da entrega deste trabalho.

No Brasil, ainda podem ser constatadas outras iniciativas de EI, obedecendo ao modelo *self-organizing symbiosis* (CHERTOW, 2000). Nele, as próprias empresas envolvidas não utilizam as nomenclaturas EI ou simbiose industrial, como o Polo Petroquímico de Camaçari,

no estado da Bahia (TANIMOTO, 2004), e outros que tratam da viabilidade da EI em demais ambientes de industriais (TRAMA, 2014).

Diante do que foi elucidado, é possível inferir que a EI no Brasil ainda precisa ser disseminada. As iniciativas do PBSI fomentadas pela FIEMG tiveram resultados positivos, mas em sua maioria foram descontinuadas por falta de suporte técnico, por inviabilidade financeira e talvez por falta de uma implementação que fizesse uso de uma metodologia que visasse ao maior suporte técnico nas etapas iniciais e fomentasse a independência das empresas para a tomada de decisão com ferramentas que dessem suporte para tal. Essas limitações também podem ser entendidas por se tratarem de projetos financiados com orçamento e recursos humanos limitados que envolviam não apenas uma prática industrial, mas mudança de valores e de percepção do sistema industrial tradicional.

As outras iniciativas que se configuram como simbiose industrial ainda não têm o entendimento por parte dos empresários e praticantes de que se trata de atividades de EI, do escopo teórico-metodológico, dos *cases* e das potencialidades de negócios, dos benefícios ambientais e sociais que suas atividades de troca de materiais e fluidos podem proporcionar. A pesquisa brasileira em simbiose industrial, conforme apresentado no estudo cienciométrico, não é muito expressiva e concentra-se em propostas de viabilidade de relações simbióticas em parques e distritos industriais.

CONCLUSÃO

A EI é uma área de estudo interdisciplinar em expansão e mais recentemente foi alocada no contexto teórico da economia circular. A simbiose industrial é uma das principais práticas relatadas nos estudos de EI. As metodologias mais utilizadas para operacionalização e mensuração de seus resultados são a ACV e a AFM. Países da América do Norte, Europa e Ásia já conseguem mensurar os seus resultados obtidos mediante práticas de EI, enquanto países da América do Sul têm grandes oportunidades de ganhos ambientais e econômicos por meio da incorporação de práticas relacionadas à EI.

Ressalta-se que os trabalhos endereçados no Brasil são, em sua maioria, estudos de viabilidade, e não análises de aplicação de técnicas e ferramentas da EI. Em conjunto com a baixa representatividade dos resul-

tados bibliométricos brasileiros em comparação à de outros países, reforçam-se as oportunidades existentes em todo o território nacional para a disseminação dos conceitos e práticas da EI, hoje não mais de forma isolada, mas em uma abordagem integrada pertencente ao contexto da economia circular.

Os trabalhos que propõem a utilização de metodologias mistas (ACV e AFM) dão grandes contribuições teóricas para a área, integrando ferramentas robustas para a tomada de decisão em negócios com perspectivas ambientalmente responsáveis. Por demandarem um grande volume de informações técnicas nem sempre disponíveis aos pesquisadores e profissionais e por necessitar de um arcabouço operacional complexo (*softwares* e metodologias), não são estudos que dão contribuições

diretas para a prática da EI no país, uma vez que estamos em um estágio diferente dos países da América do Norte, Europa e Ásia com relação a esse conteúdo.

Os estudos brasileiros estão concentrados no eixo Sul-Sudeste do país, não retratando possíveis peculiaridades e potencialidades da indústria do Norte-Nordeste, nem conglomerados industriais com funcionamento semelhante a ecoparques e práticas isoladas de EI ainda não estudadas, ou até mesmo não reconhecidas como parte desse conjunto de conhecimentos pelos gestores. Toda a produção também se encontra em língua inglesa e nos periódicos de maior influência da área.

Na perspectiva brasileira, percebe-se que ainda existe um longo caminho a ser trilhado por pesquisadores, empresários e órgãos públicos para a disseminação da EI entre os setores da indústria e da sociedade. Vale salientar que,

pelos oportunidades de produção mais limpa, otimização de processos e diminuição de geração de resíduos, não é necessária, nesse momento a massificação das práticas de simbiose industrial, mas a sua disseminação como ferramenta para otimização de processos e para benefícios ambientais após trabalhos de geração mínima de resíduos pelas empresas, evitando assim que a EI camufle a má gestão e a manutenção dos processos produtivos.

Além da produção mais limpa, outras ferramentas como a logística reversa e os próprios sistemas de gestão ambiental (SGA) são norteadoras de um conjunto de atividades que dão destinação aos materiais gerados sem serventia nos processos produtivos. Como já citado, deve-se evitar que os materiais a serem incorporados nas práticas de EI sejam aqueles gerados ou produzidos em excesso por aspectos do processo produtivo que precisam ser otimizados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (422087/2018-1) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Piauí - FAPEPI pelo financiamento de projetos.

REFERÊNCIAS

- AMÓN, R.; WONG, T.; KAZAMA, D.; MAULHARDT, M.; MAULHARDT, T.; SIMMONS, C. W. Assessment of the industrial tomato processing water energy nexus a case study at a processing facility. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 4, p. 904-915, 2018. <https://doi.org/10.1111/jiec.12600>
- BILLEN, G.; TOUSSAINT, F.; PEETERS, P.; SAPIR, M.; STEENHOUT, A.; VANDERBORGHT, J. P. *L'Ecosysteme Belgique*. Essai d'Ecologie Industrielle. Bruxelas: Centre de Recherche et d'Information Socio-politique-CRISP, 1983.
- CAO, Z.; SHEN, L.; ZHONG, S.; LIU, L.; KONG, H.; SUN, Y. A probabilistic dynamic material flow analysis model for Chinese urban. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 2, p. 377-391, 2018. <https://doi.org/10.1111/jiec.12579>
- CHEN, W.; GRAEDEL, T. E. In-use product stocks link manufactured capital to natural capital. *PNAS*, v. 112, n. 20, p. 6265-6270, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406866112>
- CHERTOW, M. R. Industrial symbiosis: literature and taxonomy. *Annual Review of Energy and Environment*, v. 25, p. 313-337, 2000. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.313>
- _____. "Uncovering" Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, v. 11, n. 1, p. 11-30, 2007. <https://doi.org/10.1162/jiec.2007.1110>
- COELHO, A. C. D. *Bolsa de Resíduos: Portal de oportunidades em produção mais limpa*. Monografia (Especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais na Indústria) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2001.
- DU, X.; GRAEDEL, T. E. Global Rare Earth In-Use Stocks in NdFeB Permanent Magnets. *Journal of Industrial Ecology*, v. 15, n. 6, p. 836-843, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00362.x>

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. *Economia Circular*. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular-1/conceito>>. Acesso em: 24 nov. 2018.

ELLINGSEN, L. A.-W.; MAJEAU-BETTEZ, G.; SINGH, B.; SRIVASTAVA, A. K.; VALOEN, L. O.; STRØMMAN, A. H. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*, v. 18, n. 1, p. 113-124, 2014. <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>

ERKMAN, S. Industrial ecology: an historical view. *Journal of Cleaner Production*, v. 5, n. 1-2, p. 1-10, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(97\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(97)00003-6)

ERKMAN, S.; FRANCIS, C.; RAMASWAMY, R. *Ecologia Industrial: uma agenda para a evolução do sistema industrial*. São Paulo: Instituto Polis, 2005.

FALLDE, M.; EKLUND, M. Towards a sustainable socio-technical system of biogas for transport : € ping in Sweden the case of the city of Linköping. *Journal of Cleaner Production*, v. 98, p. 17-28, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.089>

FEDERAÇÃO DA INDÚSTRIA DO ESTADO DE MINAS GERAIS (FIEMG). *Portal*. Disponível em: <<https://www7.fiemg.com.br>>. Acesso em: 5 dez. 2018.

FREITAS, G. de; COSTA, H. G.; FERRAZ, F. T. Impacts of Lean Six Sigma over organizational sustainability: a survey study. *Journal of Cleaner Production*, v. 156, p. 262-275, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.054>

FROSCH, R. A.; GALLOPOULOS, N. E. Strategies for Manufacturing. *Scientific American*, v. 261, n. 3, p. 144-152, 1989.

GRAEDEL, T. E. Grand Challenges in Metal Life Cycles. *Natural Resources Research*, v. 27, n. 2, p. 181-190, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11053-017-9333-8>

_____. On the concept of industrial ecology: introducing the concepts. *Annual Review of Energy and the Environment*, v. 21, p. 69-98, 1996. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.21.1.69>

_____. The evolution of industrial ecology. *Environmental Science & Technology*, v. 34, n. 1, p. 28-31, 2000. <https://doi.org/10.1021/es003039c>

GRAEDEL, T. E.; ALLWOOD, J.; BIRAT, J.-P.; BUCHERT, M.; HAGELÜKEN, C.; RECK, B. K.; SIBLEY, S. F.; SONNEMANN, G. What do we know about metal recycling rates? *Journal of Industrial Ecology*, v. 15, n. 3, p. 355-366, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x>

GUSSOW, D.; MEYERS, J. *Industrial Ecology*. 1970.

HARPER, E. M.; DIAO, Z.; PANOUSI, S.; NUSS, P.; ECKELMAN, M. J.; GRAEDEL, T. E. The criticality of four nuclear energy metals. *Resources, Conservation & Recycling*, v. 95, p. 193-201, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.009>

HARPER, E. M.; KAVLAK, G.; BURMEISTER, L.; ECKELMAN, M. J.; ERBIS, S.; ESPINOZA, V. S.; NUSS, P.; GRAEDEL, T. E. Criticality of the geological zinc, tin, and lead family. *Journal of Industrial Ecology*, v. 19, n. 4, p. 628-644, 2015. <https://doi.org/10.1111/jiec.12213>

HERTWICH, E.; HEEREN, N.; KUCZENSKI, B.; MAJEAU-BETTEZ, G.; MYERS, R. J.; PAULIUK, S.; STADLER, K.; LIFSET, R. Nullius in Verba 1 Advancing Data Transparency in Industrial Ecology. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 1, p. 6-17, 2018. <https://doi.org/10.1111/jiec.12738>

HOFFMAN, C.; SHAPERO, A. *Providing the industrial ecology required for the survival and growth of small technical companies. An action program for the Ozarks Region*. Report prepared for the Ozarks Regional Commission. Austin: Multi-Disciplinary Research. Inc., 1971.

- JELINSKI, L. W.; GRAEDEL, T. E.; LAUDISE, R. A.; MCCALL, D. W.; PATEL, C. K. Industrial ecology: Concepts and approaches. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 89, n. 3, p. 793-797, 1992. <https://doi.org/10.1073/pnas.89.3.793>
- KAPUR, A.; GRAEDEL, T. E. Industrial Ecology. *Encyclopedia of Energy*, v. 3, n. 4, p. 373-382, 2004. <https://doi.org/10.1016/B0-12-176480-X/00533-7>
- KELLENS, K.; BAUMERS, M.; GUTOWSKI, T. G. FLANAGAN, W.; LIFSET, R.; DUFLOU, J. R. Environmental Dimensions of Additive Manufacturing. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. S1, p. S49-S68, 2017. <https://doi.org/10.1111/jiec.12629>
- LASO, J.; VÁZQUEZ-ROWE, I.; MARGALLO, M.; CRUJEIRAS, R. M.; IRABIEN, A.; ALDACO, R. Life cycle assessment of European anchovy (*Engraulis encrasicolus*) landed by purse seine vessels in northern Spain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 23, n. 5, p. 1107-1125, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1318-7>
- LEARY, T. E. Shadows in the Cave: Industrial Ecology and Museum Practice. *The Public Historian*, v. 11, n. 4, p. 39-60, 1989.
- LIFSET, R. 3D Printing and Industrial Ecology. *Journal of Industrial Ecology*, v. 21, n. S1, p. S6-S8, 2017. <https://doi.org/10.1111/jiec.12669>
- LIFSET, R.; GRAEDEL, T. E. Industrial ecology: goals and definitions. In: AYRES, R. U.; AYRES, L. W. *A Handbook of Industrial Ecology*. Cheltenham, UK; Northampton, MA, USA: Edward Elgar, 2005.
- LIMA, L. B. *Análise das relações de ecologia industrial no polo produtivo sul de Teresina*. Monografia (Graduação em Engenharia de Produção) – Centro Universitário Santo Agostinho, Teresina, 2014.
- MANDERSON, E. J.; CONSIDINE, T. J. An Economic Perspective on Industrial Ecology. *Review of Environmental Economics and Policy*, v. 12, n. 2, p. 304-323, 2018. <https://doi.org/10.1093/reep/rey001>
- MAO, J.; GRAEDEL, T. E. Lead in-use stock a dynamic analysis. *Journal of Industrial Ecology*, v. 13, n. 1, p. 112-126, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00109.x>
- MORIGUCHI, Y. Industrial Ecology in Japan. *Journal of Industrial Ecology*, v. 4, n. 1, p. 7-9, 2000. <http://dx.doi.org/10.1162/108819800569249>
- NASSAR, N. T.; DU, X.; GRAEDEL, T. E. Criticality of the Rare Earth Elements. *Journal of Industrial Ecology*, v. 19, n. 6, p. 1044-1054, 2015. <https://doi.org/10.1111/jiec.12237>
- PAGOROPOULOS, A.; KJAER, L. L.; DONG, Y.; BIRKVED, M.; MCALOONE, T. C. Economic and Environmental Impact Trade-Offs Related to In-Water Hull Cleanings of Merchant Vessels. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 4, p. 916-929, 2018. <https://doi.org/10.1111/jiec.12627>
- PEREY, R.; BENN, S.; EDWARDS, M. The place of waste: Changing business value for the circular economy. *Business Strategy and the Environment*, v. 27, n. 5, p. 631-642, 2018.
- PERINETTO, A.; SILVA, C. S. de S. da; KOHL, C. A.; SILVA, I. C. da. Análise da implementação do projeto simbiose industrial no Rio Grande do Sul. In: FÓRUM INTERNACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 7., 2016. *Anais...* 2016.
- PRAKASH, C.; BARUA, M. K. Integration of AHP-TOPSIS method for prioritizing the solutions of reverse logistics adoption to overcome its barriers under fuzzy environment. *Journal of Manufacturing Systems*, v. 37, n. 3, p. 599-615, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmsy.2015.03.001>
- SAAVEDRA, Y. M. B.; IRRITANI, D.; PAVAN, A. L.; OMETTO, A. Theoretical contribution of industrial ecology to circular economy. *Journal of Cleaner Production*, v. 170, n. 1, p. 1514-1522, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.260>

SANYÉ-MENGUAL, E.; MARTINEZ-BLANCO, J.; FINKBEINER, M.; CERDÀ, M.; CAMARGO, M.; OMETTO, A. R.; VELÁSQUEZ, L. S.; VILLADA, G.; NIZA, S.; PINA, A.; FERREIRA, G.; OLIVER-SOLÀ, J.; MONTERO, J. I.; RIERADEVALL, J. Urban horticulture in retail parks: Environmental assessment of the potential implementation of rooftop greenhouses in European and South American cities. *Journal of Cleaner Production*, v. 172, p. 3081-3091, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.11.103>

SCHANDL, H.; FISCHER-KOWALSKI, M.; WEST, J.; GILJUM, S.; DITTRICH, M.; EISENMENGER, N.; GESCHKE, A.; LIEBER, M.; WIELAND, H.; SCHAFFARTZIK, A.; KRAUSMANN, F.; GIERLINGER, S.; HOSKING, K.; LENZEN, M.; TANIKAWA, H.; MIATTO, A.; FISHMAN, T. Global Material Flows and Resource Productivity. *Journal of Industrial Ecology*, v. 22, n. 4, p. 827-838, 2018. <https://doi.org/10.1111/jiec.12626>

SISTEMA INTEGRADO DE BOLSA DE RESÍDUOS (SIBR). *Portal*. Disponível em: <http://www.sibr.com.br/sibr/index_cni.jsp>. Acesso em: 7 dez. 2018.

SILVA, D. A. L.; OLIVEIRA, J. A.; SAAVEDRA, Y. M. B.; OMETTO, A. R.; PONS, J. R.; DURANY, X. G. Combined MFA and LCA approach to evaluate the metabolism of service polygons: A case study on a university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 94, p. 157-168, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.11.001>

SINGH, B.; GUEST, G.; BRIGHT, R. M.; STRØMMAN, A. H. Life Cycle Assessment of Electric and Fuel Cell Vehicle Transport Based on Forest Biomass. *Journal of Industrial Ecology*, v. 18, n. 2, p. 176-186, 2014. <https://doi.org/10.1111/jiec.12098>

SOULIER, M.; PFAFF, M.; GOLDMANN, D.; WALZ, R.; GENG, Y.; ZHANG, L.; ESPINOZA, L. A. T. The Chinese copper cycle: Tracing copper through the economy with dynamic substance flow and input-output analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 195, p. 435-447, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.243>

SOUZA, D. M.; MENDONÇA, F. M.; ALVES NUNES, K. R.; VALLE, R. Environmental and Socioeconomic Analysis of Producing Biodiesel from Used Cooking Oil in Rio de Janeiro The Case of the Copacabana District. *Journal of Industrial Ecology*, v. 16, n. 4, p. 459-664, 2012. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00517.x>

TANIMOTO, A. H. *Proposta de simbiose industrial para minimizar os resíduos sólidos no Pólo Petroquímico de Camaçari*. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.

TAYLOR, T. B.; HUMPHSTONE, C. *The restoration of the Earth*. Nova York: Harper and Row, 1972.

THOMSEN, M.; SEGHETTA, M.; MIKKELSEN, M. H.; GYLDENKAERNE, S.; BECKER, T.; CARO, D.; FREDERIKSEN, P. Comparative life cycle assessment of biowaste to resource management systems – A Danish case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, n. 4, p. 4050-4058, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.034>

TIBBS, H. *Industrial Ecology: an Environmental Agenda for Industry*. Emeryville, CA: Global Business Network, 1993.

TRAMA, C. P. *Um estudo sobre Ecologia Industrial e avaliação da possibilidade de adaptação e transformação de Distritos Industriais em Parques Industriais Ecológicos: o caso do Município de Vespasiano, na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG*. Trabalho de conclusão do curso (Graduação em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.

WEISZ, H.; SUH, S.; GRAEDEL, T. E. Industrial Ecology: The role of manufactured capital in sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 112, n. 20, p. 6260-6264, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1506532112>

YAZAN, D. M.; FRACCASCIA, L.; MES, M.; ZIJM, H. Cooperation in manure-based biogas production networks : An agent-based modeling approach. *Applied Energy*, v. 212, p. 820-833, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.12.074>



