

REVISTA AIDIS



de Ingeniería
y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.3>

Vol. 14, No. 3
6 de diciembre de 2021

ISSN 0718-378X

Editado por:



Autor: Ágata Maise de Jesus Caldas.

Foto: Tarde no Portal. Portal da Amazônia (Orla), Belém, estado do Pará, Brasil.



ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Temática y alcance

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral coeditada por AIDIS y el Instituto de Ingeniería UNAM. Publica contribuciones originales de calidad y actualidad evaluadas por pares, dentro de su área de competencia. Se presentan trabajos que abarcan aspectos relacionados con el conocimiento científico y práctico, tanto tecnológico como de gestión, dentro del área de Ingeniería y Ciencias Ambientales en Latinoamérica.

El enfoque es multidisciplinario, buscando contribuir en forma directa a la generación de conocimiento, al desarrollo de tecnologías y a un mejor desempeño profesional. Entre los temas cubiertos por la revista están los siguientes: agua potable, calidad de agua, aguas residuales, residuos sólidos, energía, contaminación, reciclaje, cambio climático, salud ambiental, nuevas tecnologías, ética, educación, legislación y política ambiental, gestión ambiental, sostenibilidad y participación social, entre otros.

Cada edición muestra los trabajos que derivan del arbitraje académico estricto de carácter internacional. También se publican números especiales de temas particulares que fueron presentados en los diversos Congresos Interamericanos realizados por la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) y que en forma adicional fueron sometidos al proceso de revisión interno de la revista.

Editor en Jefe de la revista

Dr. Guillermo Quijano
Instituto de Ingeniería, UNAM

ISSN

0718-378X

Entidad editora

Instituto de Ingeniería, UNAM
Ciudad Universitaria, Coyoacán, México D.F., C.P. 04360
Teléfono: (52) (55) 56-23-36-00; Fax: (52) (55) 56-16-28-94

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Información Legal

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral, editada en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

Administrador de la plataforma (OJS)

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Reservas de derechos al uso exclusivo:
04-2011-011413271800-203

Contacto

revista_aidis@pumas.iingen.unam.mx (Principal)
revista.aidis@gmail.com



ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Directorio

Junta editorial

Dr. Guillermo Quijano

Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Ing. Hugo Esteban Leigue

Presidente de AIDIS

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM

Consejo editorial

Dr. Adalberto Noyola Robles

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. André Bezerra dos Santos

Universidade Federal do Ceará, Brasil.

Prof. Cleverson V. Andreoli

Instituto Superior de Administração e Economia,
ISAE/FGV, Brasil.

Dr. Darci Campani

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dr. David Jeison Núñez

Universidad de la Frontera, Chile.

Dr. Eric Houbron

Universidad Veracruzana, México.

Prof. Eugenio Foresti

Universidade de São Paulo, Brasil.

Dra. Fabiana Passos

Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

Dr. Francisco Cervantes Carrillo

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dra. Gabriela Moeller Chávez

Universidad Politécnica de Morelos, México.

Dr. Germán Buitrón Méndez

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. Léo Heller

Fundação Oswaldo Cruz, Brasil.

Dr. Manuel Salvador Rodríguez Susa

Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

Dr. Marcel Szanto Narea

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Prof. Marcelo Zaiat

Escola de Engenharia de Sao Carlos, Brasil.

Dra. Mirna Argueta Iria

Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y
Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo

Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad
Juriquilla, UNAM, México.

Prof. Rafael Bastos

Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

Dr. Raúl Muñoz

Universidad de Valladolid, España.

Dr. Rolando Chamy Maggi

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Dra. Sonia Arriaga

Instituto Potosino de Investigación Científica y
Tecnológica, México.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Portal de revistas

científicas y arbitradas

de la UNAM

Editorial



En abril de 2021 asumí el cargo de Editor en Jefe de la **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. Esta labor es todo un privilegio, así como una gran responsabilidad para seguir consolidando a la revista como un punto de referencia para académicos de habla hispana y portuguesa. Uno de los esfuerzos más importantes en esta nueva etapa de la revista se enfoca en la aceleración del procesamiento de los artículos recibidos, con lo cual, el tiempo promedio de aceptación se reduce de manera sustancial. Por otra parte, a partir del número de Agosto de 2021 se ha instituido la **“Selección del Editor”**, la cual constituye una distinción a la calidad científica, técnica y relevancia de un artículo por cada número publicado. Es también un placer para mí presentar a los nuevos integrantes del Consejo Editorial, todos ellos son destacados investigadores en sus respectivas áreas de investigación. Les agradecemos su trabajo y les damos una calurosa bienvenida a todos ellos.

Guillermo Quijano

Editor en Jefe

Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.



Fabiana Passos - Universidade Federal de Minas Gerais

Fabiana es graduada en Ingeniería Ambiental por la Universidade Federal de Viçosa (Brasil). En 2010 obtuvo su grado de maestría en Manejo de Recursos Naturales y Medio Ambiente por la Brandenburgische Technische Universität (Alemania) y en 2014 su título de doctorado en Ingeniería Ambiental por la Universitat Politècnica de Catalunya (España). Durante el doctorado investigó pretratamientos para la digestión anaerobia de microalgas provenientes de sistemas de depuración de agua residual doméstica. Actualmente, es profesora en el Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidade Federal de Minas Gerais (Brasil), donde continúa trabajando con la digestión anaerobia de diferentes efluentes y residuos orgánicos, con énfasis en pretratamientos, co-digestión y recuperación de subproductos para fomentar un desarrollo autónomo local, particularmente en países de Latinoamérica.



Sonia Arriaga - Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica (IPICYT)

Sonia es Ingeniero Químico por la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí en 1999, Maestra en Ciencias por la misma institución en 2001, y obtuvo el grado de Doctor en Ingeniería Química por la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa en el año 2005. Ha realizado estancias en Lund University, Aalborg University y National University of Ireland Galway. Desde el 2006 se desempeña como Profesor Investigador de la División de Ciencias Ambientales del IPICYT y actualmente es Investigador Titular B y miembro de la Academia Mexicana de Ciencias. Sus principales contribuciones se centran en mejorar la eliminación de contaminantes del aire mediante el uso de sistemas de partición, consorcios fúngicos y ha sido pionera en el uso de sistemas híbridos (biológicos/procesos de oxidación avanzada) de tratamiento de emisiones, así como en el monitoreo y eliminación de bioaerosoles en aire de interiores.



Quetzalcóatl Hernández – Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)

Quetzalcóatl realizó sus estudios de licenciatura en Ingeniería Mecánica en la Universidad Autónoma Metropolitana, su Maestría en Finanzas en la Universidad de Xalapa y su Doctorado en Ingeniería en la Universidad de Almería. Actualmente es profesor de tiempo completo en la Escuela Nacional de Estudios Superiores de la UNAM, Unidad Juriquilla. Ha creado grupos de investigación, dirigido proyectos nacionales e internacionales, cuenta con más de 40 artículos científicos publicados en revistas de alto impacto. Su línea de investigación se basa en la evaluación de los recursos renovables para generar energía eléctrica.



Raúl Muñoz Torre – Universidad de Valladolid

Raúl es Ingeniero Químico por la Universidad de Valladolid (España) y Doctor en Biotecnología Ambiental por la Universidad de Lund (Suecia). Actualmente es Catedrático de Tecnología del Medio Ambiente en el Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de la Universidad de Valladolid, e Investigador del Instituto de Procesos Sostenibles. Sus líneas de investigación son el tratamiento biológico de emisiones gaseosas, tecnologías de purificación/valorización de biogás y procesos de microalgas para biorremediación, llevando a cabo tanto proyectos de investigación fundamental como aplicada.

Tabla de Contenido

Vol. 14, No. 3

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE RESIDUOS AGRÍCOLAS POR DIGESTIÓN ANAEROBIA Y NITRIFICACIÓN – DENITRIFICACIÓN.

BIOLOGICAL TREATMENT OF AGRICULTURE SOLID WASTE BY ANAEROBIC DIGESTION AND NITRIFICATION - DENITRIFICATION.

Mario José Lucero, Lorna Guerrero

978-996

LOGISTICA REVERSA DE MEDICAMENTOS VENCIDOS E EM DESUSO EM UM PAÍS EM DESENVOLVIMENTO. ESTUDO DE CASO: JOAO PESSOA – PARAÍBA/BRASIL.

REVERSE LOGISTICS OF EXPIRED AND UNUSED DRUGS IN A DEVELOPING COUNTRY. CASE STUDY: JOÃO PESSOA - PARAÍBA / BRAZIL.

Ianina Gonzalez Toscano, Claudia Coutinho Nóbrega

997-1012

INTEGRATED ENERGY BALANCE OF THE PRODUCTION OF QUALITY “CACHAÇA” AND BIOFUEL.

Regiane Pereira Roque, Roberto Precci Lopes, Marcio Arêdes Martins ²

1013-1033

OTIMIZAÇÃO DA EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO EM EFLUENTE DE REATOR TIPO UASB POR MEIO DA FAD E DA SEDIMENTAÇÃO.

OPTIMIZATION OF EFFICIENCY IN THE REMOVAL OF PHOSPHORUS IN EFFLUENT FROM UASB TYPE REACTORS THROUGH FAD AND SEDIMENTATION.

Daiane Cristine Kuhn, Carlos Raphael Pedroso, Carlos Magno de Sousa Vidal, Jeanette Beber de Souza

1034-1049

PANORAMA DO USO DE SIMULAÇÃO DO DESEMPENHO DE EDIFICAÇÕES EM METODOLOGIAS DE ZONEAMENTO CLIMÁTICO.

OVERVIEW ABOUT THE USE OF BUILDING PERFORMANCE SIMULATION IN CLIMATIC ZONING METHODOLOGIES.

Regis Pereira Waskow, Rodrigo Kanno, Rejane Maria Candiota Tubino

1050-1081

PRODUÇÃO DE BIOSSÓLIDO AGRÍCOLA POR MEIO DA COMPOSTAGEM DE LODO DE ESGOTO.

PRODUCTION OF AGRICULTURAL BIOSOLID BY COMPOSTING SEWAGE SLUDGE.

Ivana Bettio, Juliana Barden Schalleberger, Giuvana Lazzaretti, Sandi Siqueira Pavaglio, Marcia Matsuoka Rosa, Joilmaro Rodrigo Pereira Rosa

1082-1093

COMPOSTING OF SEIZED CIGARETTE TOBACCO AND INDUSTRIAL SEWAGE SLUDGE WITH SAWDUST OR GARDEN PRUNING.

Thiago Eduardo de Almeida, Cleber Pinto da Silva, Rosimara Zittel, Daniel Ruiz Potma Gonçalves, Sandro Xavier de Campos

1094-1108

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO.

UNIVERSITY CAMPUS WASTEWATER TREATMENT PLANT EFFICIENCY EVALUATION.

Denise Peresin, Taison Anderson Bortolin, Mayara Cechinatto, Vania Elisabete Schneider

1109-1122

CONCRETO A PARTIR DE AGREGADO GRAÚDO RECICLADO: UMA AVALIAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BLOCOS INTERTRAVADOS EM FORTALEZA/CE.

CONCRETE FROM AGGREGATE GRADE RECYCLED: AN EVALUATION IN THE PRODUCTION OF INTERLOCKED BLOCKS IN FORTALEZA/CE.

Letícia César de Castro, Camila Santiago Martins Bernardini, Raquel Jucá de Moraes Sales, Fernando José Araújo da Silva, Antonia Yngra Sousa Sá Cavalcante, Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar

1123-1138

MINIMIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES: ESTUDO DE CASO EM CONDOMÍNIO VERTICAL NA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB.

MINIMIZATION OF THE GENERATION OF SOLID HOUSEHOLD WASTE AND ITS DISPOSAL IN LANDFILLS: CASE STUDY IN VERTICAL CONDOMINIUM IN THE CITY OF JOÃO PESSOA-PB.

Natália de Souza Guedes, Gilson Barbosa Athayde Júnior

1139-1155

MEMBRANE BIOREACTOR APPLIED TO THE TREATMENT OF A FRUIT PROCESSING INDUSTRY WASTEWATER IN NORTHEAST BRAZIL.

Carlos Eduardo Pereira de Moraes, Lisa Christina Awater, Gilson Babosa Athayde Júnior, Rennio Félix de Sena, Manuel César Martí-Calatayud, Christoph Bohner

1156-1169

THE USE OF ELECTRIC BOATS AND PHOTOVOLTAIC ENERGY AS A GOOD PRACTICE FOR REGIONAL SUSTAINABLE DEVELOPMENT.

João Dalton Daibert, Teófilo Miguel de Souza, Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis, Jéssica Pereira Oliveira

1170-1179

AVALIAÇÃO DO PERFIL ESPACIAL E POTENCIAL ENERGÉTICO DO METANO DISSOLVIDO EM REATOR UASB OPERANDO EM ESCALA PLENA.

EVALUATION OF THE SPATIAL PROFILE AND ENERGY POTENTIAL OF DISSOLVED METHANE IN FULL-SCALE UASB REACTOR.

Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa, Bárbara Zanicotti Leite Ross, André Luiz de Faria

1180-1188

MEDIÇÕES DE GÁS SULFÍDRICO E METANO EM TAMPAS DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.

MEASURES OF SULPHYDRIC AND METHANE GAS IN UASB REACTOR COVERS TREATING DOMESTIC WASTEWATER.

Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa, Bárbara Zanicotti Leite Ross, Luiz Gustavo Wagner

1189-1202



AValiação da frequência de revolvimentos sobre a aceleração da compostagem realizada em tambores.

EVALUATION OF THE FREQUENCY OF TURNING IN THE ACCELERATION ON THE BIOSTABILIZATION OF COMPOSTING HELD ON DRUMS.

Franciele Aparecida Plotásio Duarte, Valéria Cristina Palmeira Zago,
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros, Marihus Altoé Baldotto

1203-1218

Educação ambiental através da destinação ambientalmente correta do óleo vegetal aplicada aos comerciantes do bairro da Pedreira em Belém do Pará no Brasil.

ENVIRONMENTAL EDUCATION THROUGH THE ENVIRONMENTALLY CORRECT DESTINATION OF VEGETABLE OIL APPLIED TO TRADERS IN THE NEIGHBORHOOD OF PEDREIRA IN BELÉM DO PARÁ IN BRAZIL.

Juliana Cristina Ferreira de Lima, Luana Santana dos Santos,
Odivany de Jesus Ferreira de Moraes

1219-1227

Análisis comparativo en la implementación de matrices para priorización de riesgos en el municipio de Pereira, Colombia.

COMPARATIVE ANALYSIS IN THE IMPLEMENTATION OF MATRICES FOR THE RISK PRIORITIZATION IN THE MUNICIPALITY OF PEREIRA, COLOMBIA.

Cristian Camilo Fernández Lopera, Maria Isabel da Silva Nunes

1228-1243

Modelo de regressão linear múltipla para previsão de recalques em aterros sanitários de pequeno porte.

MULTIPLE LINEAR REGRESSION MODEL FOR SETTLEMENTS PREVISION IN SMALL SCALE SANITARY LANDFILLS.

Luciana Paulo Gomes, Marcelo Oliveira Caetano, Gisele Catrine Silva da Silva,
Alessandra Wirth, Atílio Efraim Bica Grondona, Léa Beatriz Dai-Prá, Graziela Tais Schmitt

1244-1264

Desenvolvimento de um sistema de informação para a plataforma desktop visando o delineamento de áreas verdes urbanas em escalas municipais.

DEVELOPMENT OF AN INFORMATION SYSTEM FOR THE DESKTOP PLATFORM FOR THE DESIGN OF URBAN GREEN AREAS ON MUNICIPAL SCALES.

Marcelo Luis Murari, André Luis Gobbi Primo, Luciana Rezende Alves de Oliveira,
Valdir Schalch

1265-1283

Análise sobre os impactos ambientais do programa de coleta seletiva do município de João Pessoa - PB/Brasil.

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE SELECTIVE COLLECTION PROGRAM IN THE MUNICIPALITY OF JOÃO PESSOA - PB/BRAZIL.

Wanessa Alves Martins, Claudia Coutinho Nóbrega, Valeria Ibáñez-Forés, María Dolores Bovea, Cristine Helena Limeira Pimentel, Viviane Farias Silva

1284-1305

PRODUÇÃO E APLICAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO DE LODO BIOLÓGICO: INFLUÊNCIA DO COT E DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS NA POROSIDADE.

PRODUCTION AND APPLICATION OF ACTIVATED CARBON FROM BIO-SLUDGE: TOC AND HUMIC SUBSTANCES INFLUENCE IN POROSITY.

Tatiana Yuri Ramos Oda, Ana Augusta Passos Rezende, Rita de Cássia Superbi Sousa,
Charles Luís da Silva, Cláudio Mudadu Silva, Alex Cardoso Pereira

1306-1319

CONHECIMENTO E APLICAÇÃO DE ESTRATÉGIAS SUSTENTÁVEIS E DA NORMA DE DESEMPENHO (NBR 15.575/2013) PARA EDIFICAÇÕES POR PROFISSIONAIS DA CONSTRUÇÃO CIVIL.

KNOWLEDGE AND IMPLEMENTATION OF SUSTAINABLE STRATEGIES AND THE PERFORMANCE STANDARD (NBR 15575/2013) FOR BUILDINGS USING CONSTRUCTION PROFESSIONALS.

Viviane Saraiva dos Santos, José Marcelino Serafim Ferreira, Renato de Oliveira Fernandes

1320-1335

DESCARTE DE ESMALTES DE UNHA REALIZADO POR MANICURES NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ.

DISPOSAL OF NAIL ENAMELS CARRIED OUT BY MANICURES IN THE METROPOLITAN REGION OF BELÉM, PARÁ.

Ágata Maise de Jesus Caldas, Altem Nascimento Pontes

1336-1349

EVALUACIÓN SISTEMÁTICA DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO FÍSICOQUÍMICO A BASE DE ZEOLITAS DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR EL RASTRO TIF DE VILLAHERMOSA TABASCO.

SYSTEMATIC EVALUATION OF THE PHYSICOCHEMICAL TREATMENT TECHNOLOGY BASED ON ZEOLITES FOR THE WASTEWATER GENERATED BY THE FEDERAL INSPECTION TYPE SLAUGHTERHOUSE OF VILLAHERMOSA TABASCO.

Zonia Cárdenas-Garza, José Rocha-Rios

1350-1367

ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LOS INCENDIOS OCURRIDOS ENTRE 2006 Y 2017 EN LA SUBCUENCA DEL RÍO ITACAIUNAS, MARABÁ, PARÁ, BRASIL.

QUANTITATIVE ANALYSIS OF FIRES BETWEEN 2006 AND 2017 IN THE ITACAIUNAS RIVER SUB BASIN, MARABÁ, PARÁ, BRAZIL.

Paulo da Silva Garcia, Layla Bianca Almeida Dias, Lucimar Costa Pereira,
Antônio Pereira Júnior

1368-1382

RELAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E CRESCIMENTO POPULACIONAL NA REGIÃO NORTE.

RELATIONSHIP BETWEEN PRODUCTION OF URBAN SOLID WASTE AND POPULATION GROWTH IN THE NORTH REGION OF BRAZIL.

Mário Marcos Moreira da Conceição, Lufza Carla Girard Mendes Teixeira

1383-1396

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR BRASILEIRAS: DESAFIOS E PROPOSTAS PARA ADEQUAÇÃO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS.
SOLID WASTE MANAGEMENT IN BRAZILIAN HIGHER EDUCATION INSTITUTIONS: CHALLENGES AND PROPOSALS FOR FITNESSING NATIONAL SOLID WASTE POLICY.

Isabella Macedo Menezes, Marcos Paulo Gomes Mol

1397-1412

AVALIAÇÃO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM FOCO EM MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO: ESTUDO DE CASO EM UMA INDÚSTRIA FARMACÊUTICA.
EVALUATION OF A WASTEWATER TREATMENT PLANT FOCUSING ON THE IMPROVEMENT OF REUSE WATER QUALITY: A CASE STUDY IN A PHARMACEUTICAL INDUSTRY.

Rodrigo José Gonçalves da Cunha, Liane Yuri Kondo Nakada, Regina Márcia Longo, Rodrigo Custodio Urban

1413-1428

BASIC SANITATION IN THE MUNICIPALITY OF CACOAL (RO) MULTI-ANNUAL PLAN, AN EVALUATION USING CLUSTER ANALYSIS.

Giovanna Maria Cavalcante Martins, João Gilberto de Souza Ribeiro, Andressa Vaz Oliveira, Nara Luisa Reis de Andrade

1429-1443

VISÃO GERAL SOBRE AS TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS DO SANEAMENTO RURAL NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS NO BRASIL ENTRE 2008 E 2018.
OVERVIEW ON SUSTAINABLE RURAL SANITATION TECHNOLOGIES IN THE TREATMENT OF SANITARY WASTE IN BRAZIL BETWEEN 2008 AND 2018.

Luana Celeste Silva, Aurélio Pessoa Picanço

1444-1462

MODELING OF THE LIMIT VALUE FOR REMOVING PARAMETERS BY CONSTRUCTED WETLANDS

Elaine Cristina Catapani Poletti, Junia Teixeira Martins, Marta Siviero Guilherme Pires

1463-1474

Lista de revisores 2021

(1 de diciembre de 2020 - 1 de diciembre 2021)

1475-1477

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE RESIDUOS AGRÍCOLAS POR DIGESTIÓN ANAEROBIA Y NITRIFICACIÓN – DENITRIFICACIÓN

* Mario José Lucero¹
Lorna Guerrero²

BIOLOGICAL TREATMENT OF AGRICULTURE SOLID WASTE BY ANAEROBIC DIGESTION AND NITRIFICATION - DENITRIFICATION

Recibido el 13 de marzo de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The production of biogas from agricultural solid waste as a source of unconventional alternative energy, is an important topic, so that in this research the principal goal was analyzed the rate generation of biogas, using an initial substrate with a mixture of chicken manure in a 90% and Opuntia Ficus Indica in a 10%, and a temperature of 30 ° C. The process was developed according to test of anaerobic biodegradability. Subsequently, the residue from anaerobic digestion was subjected to nitrification - denitrification for biological nitrogen removal. The removal percentage of organic matter in anaerobic digestion was 43% and the rate of generation of methane gas was 15.8 L CH₄ / kg ST and a HRT of 90 days. In the process of nitrification - denitrification the removal rate of ammonia nitrogen was 54.7% with HRT of 46 days, although at this stage nitrification got 81% of ammonia nitrogen conversion to other forms of nitrogen was obtained ; removal efficiency is reduced because of the nitrate suffered amonificación and return to ammonia nitrogen mainly due to the high 52 C/N. This caused that some of the carbon would be submitted to the methanation process in turn enhancing the process amonification.

Keywords: agriculture solid wastes, anaerobic digestion, biogas, denitrification, nitrification.

¹ Universidad Católica de El Salvador, El Salvador.

² Universidad Técnica Federico Santa María, El Salvador.

* Autor correspondiente: Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Católica de El Salvador. Dirección Bypass a Metapán y calle antigua a San Salvador, Santa Ana, El Salvador. C.A. Email: luceroeli@gmail.com

Resumen

La producción de biogás a partir de residuos sólidos agrícola como fuente de energía alternativa no convencional es un tema importante, por lo que en la presente investigación se analizó la tasa de generación de biogás utilizando como sustrato inicial una mezcla de estiércol de gallina en una 90% y Opuntia Ficus Indica en una 10% y a una temperatura de 30 °C. El proceso se desarrolló acorde al ensayo de biodegradabilidad anaerobia. Posteriormente el residuo resultante de la digestión anaerobia se sometió al proceso de Nitrificación – Desnitrificación para la eliminación biológica del nitrógeno. El porcentaje de eliminación de materia orgánica en la digestión anaerobia fue del 43% y la tasa de generación de gas metano fue de 15.8 L CH₄/Kg ST con TD de 90 días. En el proceso de nitrificación – desnitrificación la tasa de eliminación de nitrógeno amoniacal fue de 54.7% con TD de 46 días, esto a pesar que en la etapa de nitrificación se obtuvo un 81% de conversión de nitrógeno amoniacal a otras formas de nitrógeno; la eficiencia de eliminación se redujo debido a que parte del nitrato sufrió amonificación y retorno a nitrógeno amoniacal debido principalmente a la alta relación C/N de 52. Esto provocó que parte del carbono presente se sometiese al proceso de metanización potenciando a su vez el proceso de amonificación.

Palabras clave: digestión anaerobia, residuos sólidos agrícolas, nitrificación, desnitrificación, biogás.

Introducción

El tratamiento de residuos sólidos agrícolas es muy importante para desarrollar una producción de alimentos más limpia, es por eso, que los referidos residuos pueden ser benéficos al medio ambiente en la generación de energías limpias y renovables como es el caso del biogás conocido como gas estufa. En ese sentido, el aprovechamiento energético del estiércol de gallina, ganado e otros animales adquiere mayor relevancia en el desenvolvimiento de tecnologías que permitan una aplicación más simple, que de tratamiento a los residuos y a su vez potencia la generación de biogás. Esto como parte de una gestión integral de los residuos sólidos producidos. (Tchobanoglous, 1994)

Jensen *et al.*, (2010), plantea que el aprovechamiento energético de residuos sólidos como lo son los residuos agrícolas puede desarrollarse en diversas formas como lo es la digestión anaerobia, combustión, bioetanol entre otros; cada uno de ellos posee ventajas y desventajas tanto el proceso mismo como en el tipo de tecnología para su realización disponible. Entre otras ventajas se encuentra la simplicidad con que el mismo se desarrolla, lo que hace sea atractivo; Así como su versatilidad de producir una fuente de energía alternativa limpia.

La digestión anaerobia es el proceso bajo el cual se genera el biogás y a su vez se digiere la materia orgánica presente. Esta consiste en la digestión anaerobia de la materia orgánica por microorganismos bajo condiciones anaerobias. Este proceso se desarrolla en cuatro etapas: hidrólisis, fermentación, acetogénesis y metanogénesis. (Chernicharo, 1997). El proceso se inicia por la reducción de orgánicos complejos (carbohidratos, proteínas y lípidos) a orgánicos

monoméricos (azúcares, aminoácidos y péptidos), posteriormente los monómeros se convierten en ácidos grasos, parte de lo cual se transforma en hidrógeno y acetato, para finalmente convertir el acetato e hidrógeno en metano.

La digestión anaerobia ha sido estudiada por muchos autores como lo demuestra Gunaseelan (1997), analizando los diversos tipos de biomasa utilizada para la generación de biogás; así también

Muhammad *et al.*, (2012), recopilaron información de diversas investigaciones de digestión anaerobia con diversos tipos de residuos orgánicos a los cuales puede ser aplicada la digestión anaerobia como lo son los residuos sólidos municipales, residuos de frutas entre otros; utilizando diversos tipos de reactores, por ejemplo, reactores en lotes o discontinuos, reactores agitados continuos.

La codigestión de digestión de residuos contribuye en la mejora de la tasa de generación de biogás como lo expresa Pagés-Díaz *et al.*, (2019). Esto dado la combinación mejorar la relación C/N de la mezcla propiciando una mejor eficiencia de generación de biogás y de digestión de los residuos. Así mismo, Marin-Batista *et al.*, (2016) encontró que la codigestión de residuos de estiércol con vinaza incrementó la capacidad búfer reduciendo el riesgo de acidificación e incrementando la tasa de generación de biogás en un 55%. La presente investigación tiene el objetivo de analizar la factibilidad de la codigestión de residuos para una planta de generación de biogás de una industria huevos.

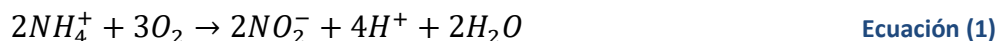
El residuo producto de digestión anaerobia puede ser utilizado, con previo tratamiento como mejorador de suelos a través del proceso de compostaje. Pero si la pretensión es disponerlo de forma adecuada aun precisa de un tratamiento para la remoción del nitrógeno presente, por lo cual eso puede realizarse por nitrificación – desnitrificación.

El proceso de nitrificación – desnitrificación es un tipo de tratamiento biológico en etapas (aerobia –anóxica), en el cual el objetivo es potenciar las bacterias nitrificantes en la parte aerobia, y así pasar el nitrógeno amoniacal NH_3^+ a nitrito NO_2^- y después de nitrito NO_2^- a nitrato NO_3^- ; posteriormente en la etapa anaerobia se pretende potenciar las bacterias desnitrificantes para pasar el nitrato a nitrógeno gas N_2 .

La remoción de amonio se realiza en dos etapas: La nitrificación por autótrofos en forma aerobia y la desnitrificación por heterótrofos en forma anaerobia (Chen y Ni, 2011). Los organismos autótrofos responsables por la nitrificación son las Nitrosomonas, en el proceso denominado nitrificación, y las Nitrobacter, en el proceso llamado nitratación (Ferreira, 2000). La estequiometría del proceso de nitrificación – desnitrificación se presenta en la ecuación 1 y 2 (nitrificación), y desnitrificación ecuación 3.

Nitrificación:

Nitroso-bacteria



Nitro-bacteria

**Desnitrificación:**

El proceso de nitrificación – desnitrificación es uno de los más usados para la remoción de nitrógeno en aguas. (Ada *et al.*, 2009). El mismo puede ser realizado en separado o en un único tanque, cuyo fundamento esencial es el ciclo del nitrógeno. La eliminación biológica de nitrógeno es una de las formas más económicas que existen, eso de acuerdo a Cuevas-Rodríguez y Tejero, (2004). Dado que se basa primordialmente en la generación de condiciones adecuadas para lo microorganismos encargados del proceso.

Los objetivos de la presente investigación son: Determinar la tasa de generación de gas metano mediante la digestión anaerobia de la mezcla de estiércol de gallina y OFI. Así también determinar la tasa de eliminación de nitrógeno amoniacal mediante el proceso de nitrificación – desnitrificación.

Materiales y métodos

La planificación experimental de la investigación (Figura 1) se desarrolló en 2 etapas:

1. Digestión anaerobia: En esta etapa el objetivo principal es la digestión de materia orgánica por los microorganismos mediante el ensayo de biodegradabilidad anaerobia (Guerrero y Alkalay, 1996) y por ende generar biogás en el proceso. El substrato utilizado es una mezcla de estiércol de gallina y Opuntia Ficus Indica, OFI.
2. Nitrificación – Desnitrificación: La etapa siguiente es el proceso de nitrificación – desnitrificación, en el cual el residuo final de la AD es tratado para eliminar el nitrógeno amoniacal presente. En la Figura 1 se muestra el esquema del desarrollo experimental

Características del residuo a tratar

El substrato introducido en la digestión anaerobia es una mezcla de estiércol de gallina en un 90% e OFI en un 10%; realizada a una temperatura 30 °C. Los porcentajes de cada residuo se adoptaron con el objetivo de que la OFI sea un mejorador del proceso. Los parámetros de caracterización del estiércol y OFI se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización del estiércol y OFI

Parámetro	Concentración	
	Estiércol de gallina (%w/w)	OFI (%w/w)
Sólidos totales	41.8 %	31.0 %
Sólidos volátiles	5.76 %	13.4 %
Carbono orgánico	29.5 %	29.1 %
Nitrógeno total	9.50 %	2.84 %
Nitrógeno NTK	8.46 %	1.11 %
Nitrógeno amoniacal	1.04 %	1.73 %
Fósforo total	3.66 %	0.176 %
Sulfatos	0.482 %	1.27 %

Las características de la mezcla se presentan en la tabla 2. Ambos residuos fueron triturados previamente a través de un procesador de alimentos para homogenizar los mismos.

Tabla 2. Características de mezcla de estiércol (90%) y OFI (10%)

Parámetro	Concentración	Unidad
Sólidos Totales	0.4837	g/g
Sólidos Totales Volátiles	0.3142	g/g
Nitrógeno NTK	36176	mg/L
Fosforo	21068	mg/L
pH	7.0	

El residuo tratado en la AD fue sometido al proceso de nitrificación – desnitrificación para lo cual el residuo resultante fue diluido con un 55% de agua (45% digestato). El objetivo de diluir fue mejorar el contacto de la materia orgánica y microorganismos y a su vez reducir la carga orgánica.

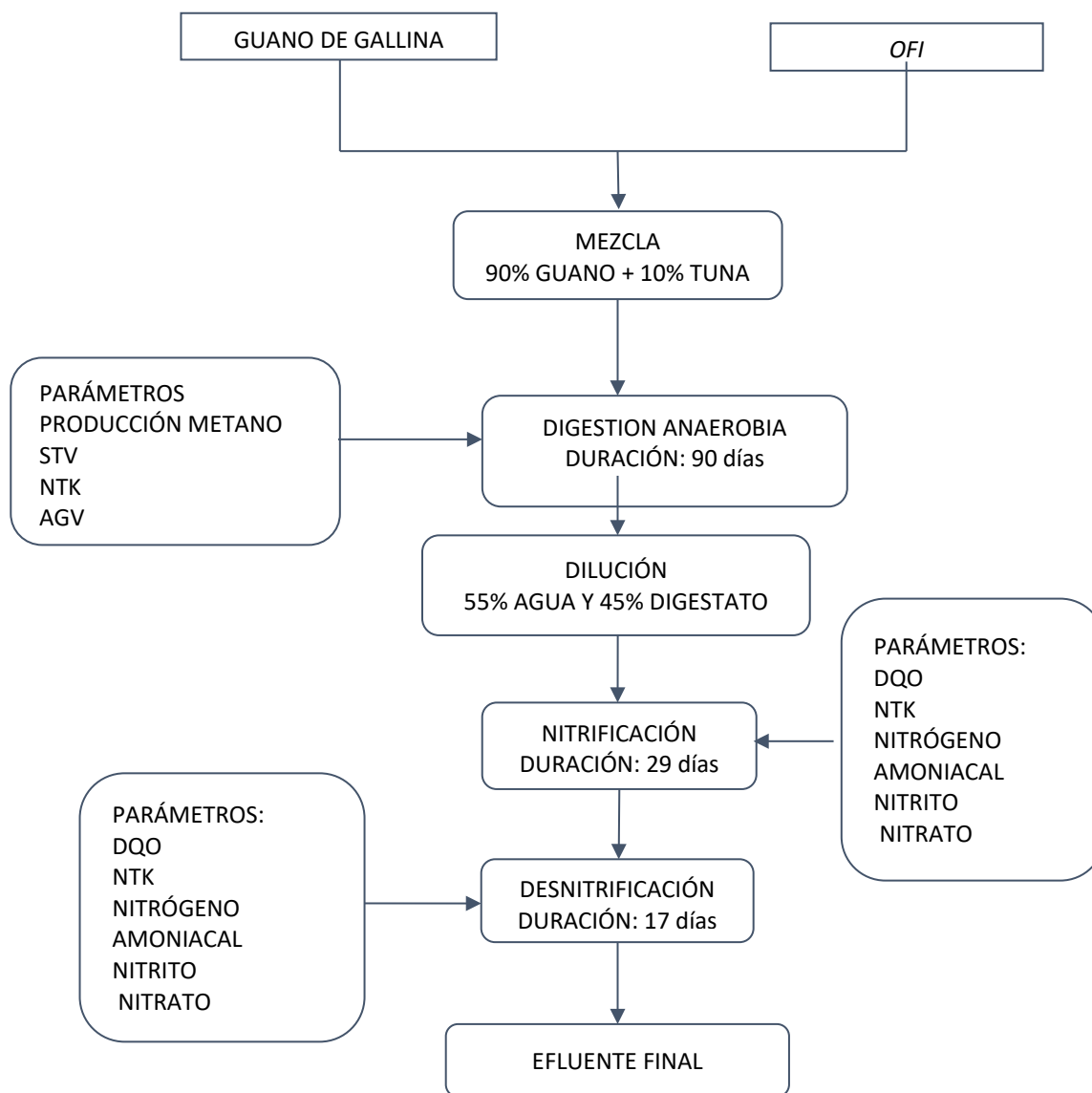


Figura 1. Esquema desarrollo experimental.

Digestión Anaerobia

Características del inóculo

El inóculo utilizado en el ensayo de biodegradabilidad anaerobia fue obtenido de un reactor UASB de una industria de tabaco; la concentración de microorganismos en los reactores fue de 3 g/L. Las principales características de inóculo son: Sólidos Totales, 69350 mg/L, Sólidos Suspendidos Totales, 51600 mg/L y Sólidos en Suspensión Volátiles, 40400 mg/L.

Metodología del ensayo de Biodegradabilidad Anaerobia

La metodología se basó en el ensayo de biodegradabilidad anaerobia utilizando reactores *batch*; este permite determinar la tasa de digestión de materia orgánica por lo microorganismos, cuyo proceso metabólico produce biogás. El ensayo fue realizado con microorganismos anaerobios en una concentración de 3 g/L y en forma duplicada cada reactor, 2 reactores con residuos y 2 blancos a una temperatura de 30°C. El residuo con los microorganismos se introdujo en los frascos de 250 ml, el cual se sellaba con un corcho y silicón, dejando 1 tubo para el flujo de biogás hacia el frasco invertido con NaOH. El CO₂ se neutralizaba con la soda y el metano se medía por desplazamiento de líquido.

Los materiales usados fueron: 4 mini reactores de 250 ml, baño maría, frascos de vidrio con NaOH 2.5%, probetas de medición de líquido desplazado. Los parámetros de control y su periodicidad del ensayo se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros de control del ensayo de biodegradabilidad anaerobia

	Parámetro	Periodicidad
Reactor	ST	Inicio y final
	STV	Inicio y final
	Nitrógeno Total	Inicio y final
	Fósforo	Inicio y final
	Ácidos grasos volátiles	1 vez
Biogás	Caudal de metano	Diario
	Composición biogás	2 veces en total

Nitrificación – desnitrificación

Características del inóculo

En la etapa de nitrificación el inóculo usado fue a partir de un sistema de lodo activado; la concentración de microorganismos en los reactores fue de 3 g/L. Las características del inóculo son: Sólidos Totales 30450 mg/L, Sólidos Suspendidos Totales 15770 mg/L, Sólidos en Suspensión Volátiles 11730 mg/L, DQO_{TOTAL} 8500 mg/L y pH 7.1.

En la etapa de desnitrificación el inóculo usado fue obtenido de un reactor UASB; la concentración de microorganismos en los reactores fue de 3 g/L. Sólidos Totales 76480 mg/L, Sólidos Suspendidos Totales 68050 mg/L, Sólidos en Suspensión Volátiles 21950 mg/L, DQO_{TOTAL} 23040 mg/L e pH 7.1.

Metodología del ensayo de Nitrificación - Desnitrificación

La nitrificación biológica consiste en un ensayo aerobio con reactores *batch* con el residuo e inóculo, en duplicado junto a sus respectivos blancos. El ensayo fue realizado a temperatura ambiente, cercana a los 22°C. El proceso de aireación fue suministrado por una bomba de acuario de 2100 ml/min de aire y una presión de 4 psi., para lo cual fueron utilizados reactores de 500 ml. Los frascos se colocaron de forma invertida con la entrada del aireador al fondo del mismo. Estos se cortaron en su parte del fondo para ser abiertos a la atmósfera con una malla para prevenir la entrada de insectos. El residuo se diluyó para mejorar la termodinámica del proceso.

El proceso de desnitrificación fue realizado en condición anóxica en forma similar al ensayo de biodegradabilidad anaerobia. El proceso se desarrolló a una temperatura de 37°C; el objetivo principal del ensayo es convertir el nitrato en nitrógeno gaseoso. Los parámetros de control de la etapa de nitrificación se muestran en la Tabla 4 y para la etapa de desnitrificación se presentan en la Tabla 5.

Tabla 4. Parámetros de control del ensayo de nitrificación

	Parámetro	Periodicidad
	Nitrógeno Total	Inicio y final
	Fósforo Total	Inicio y final
	DQO _{TOTAL}	3 veces por semana
	DQO _{SOLUBLE}	3 veces por semana
Reactor	SST	3 veces por semana
	SSV	3 veces por semana
	pH	3 veces por semana
	NO ₃ ⁻	1 vez por semana
	NO ₂ ⁻	1 vez por semana
	Nitrógeno amoniacal	1 vez por semana

Tabla 5. Parámetros de control de la etapa de desnitrificación

	Parámetro	Periodicidad
	Nitrógeno Total	Inicio y final
	Fosforo Total	Inicio y final
	DQO _{TOTAL}	3 veces por semana
	DQO _{SOLUBLE}	3 veces por semana
Reactor	SST	3 veces por semana
	SSV	3 veces por semana
	pH	3 veces por semana
	NO ₃ ⁻	1 vez por semana
	NO ₂ ⁻	1 vez por semana
	Nitrógeno amoniacal	1 vez por semana
Gas	Caudal	Diario

Resultados e discusión

Digestión anaerobia

Los resultados obtenidos del ensayo de biodegradabilidad anaerobia se presentan a continuación:

Materia orgánica

La materia orgánica se determinó a través de los Sólidos Totales Volátiles (STV), obteniendo el porcentaje de eliminación de la misma en el ensayo. Los resultados se muestran en la tabla 6. La eliminación de ST fue de 38.3% y 28.3%, en promedio fue de 33.8%. El porcentaje de eliminación de SV fue de 57% y 40%, en promedio fue 46.4% en promedio, a una temperatura de 30 C.

Tabla 6. Sólidos Totales e Sólidos Totales Volátiles de la digestión anaerobia y porcentaje de eliminación de materia volátil.

Reactor	Concentración (g /g mistura)			% Eliminación
	Inicial	T=0 días	T=90 días	
ST				
1	0.4706	0.5847	0.3578	
2		0.5259	0.3769	
STV (g SV/g mistura)				
1	0.1633	0.3577	0.1598	57%
2		0.3768	0.1770	40%

Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

El nitrógeno NTK presente en los residuos mostrado en la Tabla 7 denota una reducción de la concentración, iniciando en 36176 mg/L llegando a 24827 mg/L con una disminución del 31.4%. En cuanto al fósforo la concentración inicial fue de 21068 mg/L llegando a 14570 mg/L, eliminando un 31%.

Tabla 7. Nitrógeno NTK e fósforo total de la mezcla inicial

Parámetro	Concentración (mg/L)	
	T = 0 días	T = 90 días
Nitrógeno NTK	36176	24827
Fosforo	21068	14570

Generación de gas metano CH₄

El método de captación de gas metano fue un dispositivo de desplazamiento de NaOH en un 2.5% en agua, con amarillo de metilo como indicador de CO₂, por tanto, la medición obtenida en la probeta es directamente del gas metano. La tasa de generación de gas metano del ensayo de biodegradabilidad anaerobia con Tiempo de Detención, (TD) de 90 días se presenta en la Figura 2.

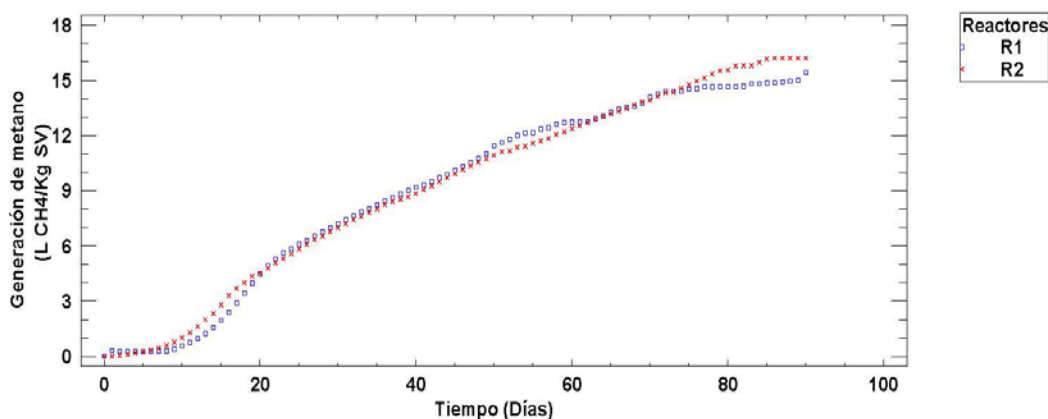


Figura 2. Generación de gas metano por kg SV en el ensayo de biodegradabilidad anaerobia.

Nitrificación – Desnitrificación

Las características iniciales y finales de cada etapa del proceso de nitrificación – desnitrificación se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Características inicial y final de las etapas de nitrificación y desnitrificación

Parámetro	Etapa Nitrificación		Etapa Desnitrificación		Unidad
	Inicial	Final	Inicial	Final	
	DQOtotal	104000	59091	61091	
DQO soluble	16000	3244	3909	3244	mg/L
Sólidos Totales	415	273	273		g/L
Sólidos Totales Volátiles	244	231	231		g/L
Sólidos Suspensos	77.27	11.0	11.0	8.4	g/L
Fósforo Total	22109	14884	14884	5309	mg/L
Nitrógeno NTK	20313	9367	9367	3751	mg/L
Nitrógeno Amoniacal	1536	205	205	764	mg/L
Nitrito	164	216	216	57	mg/L
Nitrato	655	1307	1307	319	mg/L
pH	7	7.5	7.5	7.4	

La DQO en ambas etapas denota una reducción no siendo el objetivo su eliminación, pero debido a las altas concentraciones propiciaron la reducción. Los compuestos nitrogenados tuvieron una reducción importante, el nitrógeno amoniacal se redujo en un 51% y el nitrógeno Kjeldahl se redujo en un 81%, el fósforo se eliminó en 76%.

Compuestos de Nitrógeno

El comportamiento del nitrógeno NTK inicial y final en el proceso de nitrificación – desnitrificación se presenta en la Tabla 11. La tasa de eliminación de nitrógeno NTK en la etapa de nitrificación fue de 54% y en la etapa de desnitrificación fue de 60%; en total se obtuvo una eliminación del 81%.

Tabla 11. Concentración de Nitrógeno NTK

Parámetro	Etapas de Nitrificación	Etapas de Desnitrificación	Unidad
Inicial	20313	9367	mg/L
Final	9367	3751	mg/L

En la Figura 3 se observa el comportamiento del amonio, nitrito y nitrato en la etapa de nitrificación. El nitrógeno amoniacal inició en 1536 mg/L disminuyen a 205 mg/L; el nitrito inició en 164 subiendo hasta 800 mg/L y posteriormente bajando a 216 mg/L; el nitrato inició en 655 mg/L subiendo hasta 1307 mg/L. En la Figura 4 se muestra el comportamiento del amonio, nitrato y nitrito en la etapa de desnitrificación, denotando una tendencia del nitrógeno amoniacal a incrementar su concentración de 205 mg/L a 764 mg/L. Se deduce que parte del nitrato fue convertido en amonio, proceso denominado amonificación. El nitrito bajó de 216 mg/L a 57 mg/L; el nitrato inició en 1307 y llegó a 319 mg/L.

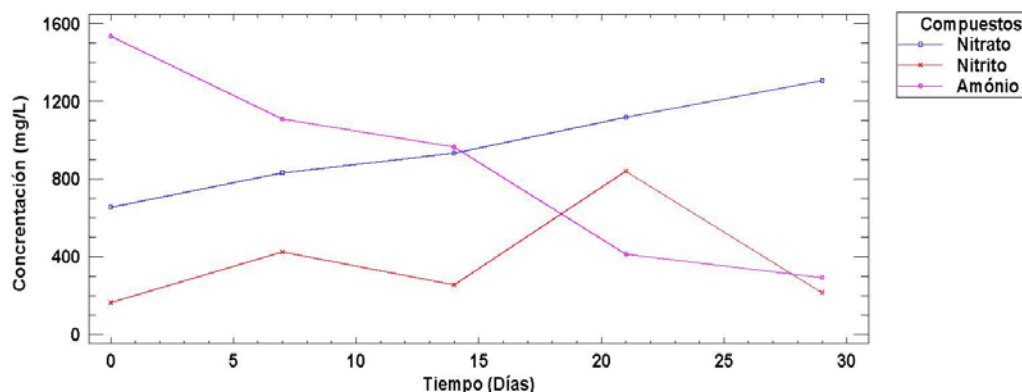


Figura 3. Comportamiento de amonio, nitrato y nitrito en la etapa nitrificación

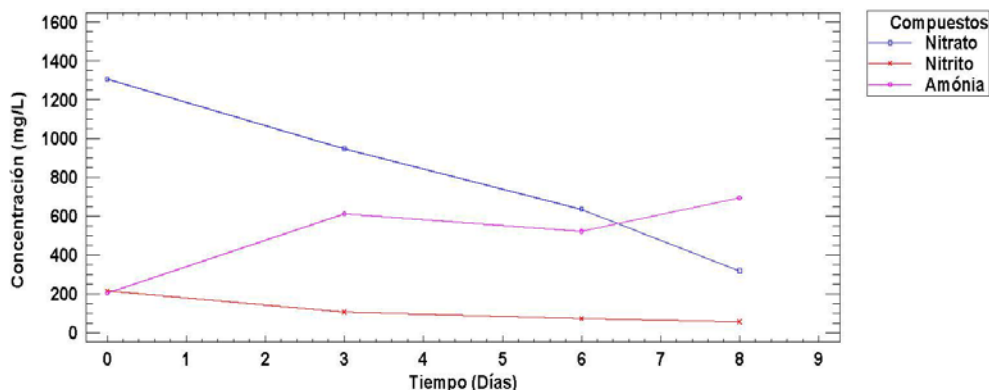


Figura 4. Comportamiento de amonio, nitrato y nitrito en la etapa de desnitrificación

Materia orgánica

El comportamiento de la materia orgánica analizada como DQO se presenta en la Figura 5 para la etapa de nitrificación y Figura 6 para la etapa de desnitrificación. En ella se observa que la eliminación de materia orgánica fue mayor los primeros días hasta el día 9, después se mantuvo estable.

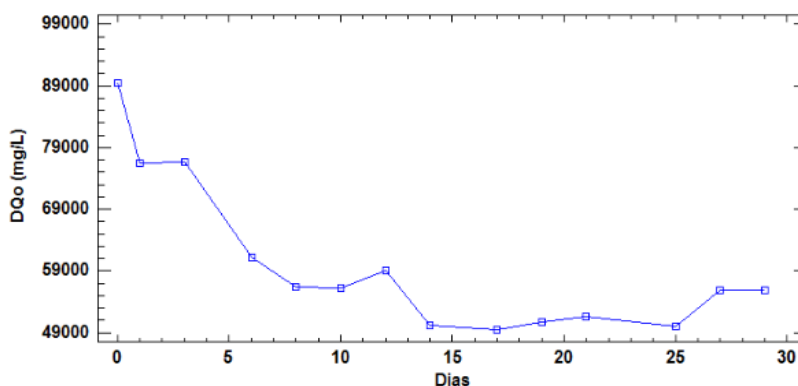


Figura 5. Comportamiento de materia orgánica en la etapa de nitrificación.

En general la tasa de eliminación fue de 44%. La relación C/N del proceso fue 5.2 sugiriéndose que no sea mayor de 5 para estimular los microorganismos nitrificantes, dado que si la carga orgánica es alta y por ende la relación C/N es mayor a 5 causa que la nitrificación disminuya y se incremente la competencia entre microorganismos heterótrofos y nitrificantes. Para la etapa de desnitrificación la relación C/N fue de 6.5, valor arriba del rango que propicie la conversión de nitrato en nitrógeno gas.

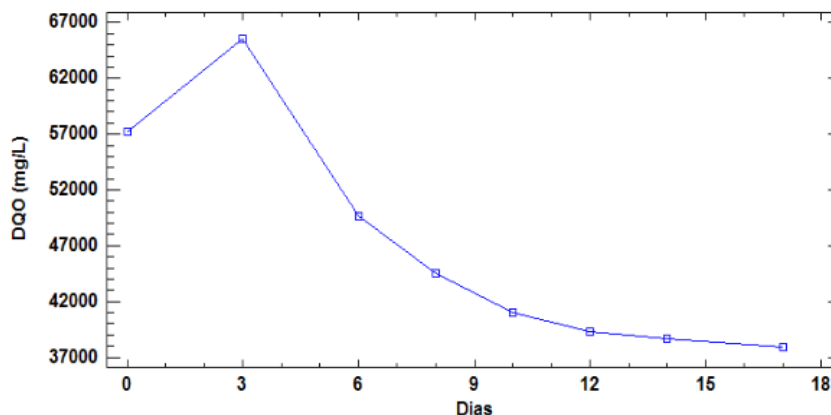


Figura 6. Comportamiento de la materia orgánica en la etapa de desnitrificación.

En la Figura 6 se presenta el comportamiento de la materia orgánica en la fase de desnitrificación. En ella se muestra que hasta el día 6 la eliminación fue más fuerte y posteriormente se estabilizó. El porcentaje de eliminación fue de 43.1%.

Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)

El comportamiento de los SSV en la etapa de nitrificación se muestra en la Figura 7 y para la etapa de desnitrificación se muestra en la Figura 8. En la Figura 7 se denota que la tendencia inicial de la concentración de microorganismo se incrementó del día 1 al 4, posteriormente baja levemente para estabilizarse hasta el día 11, luego su concentración descendió drásticamente, hasta estabilizarse coincidiendo con la baja de materia orgánica en el día 14.

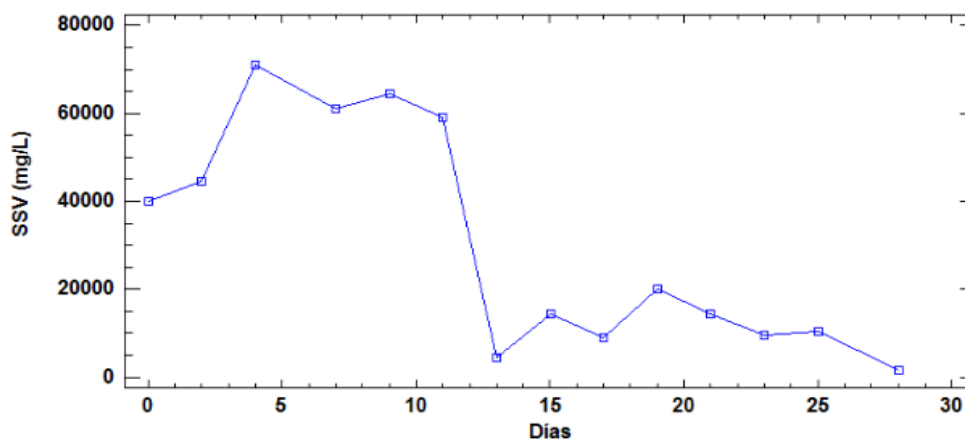


Figura 7. Sólidos Suspendidos Volátiles (Nitrificación)

En la Figura 7 se observa la adaptación de los microorganismos a su entorno creciendo en forma exponencial hasta el día 5. Después pasan a una etapa estable para posteriormente decrecer. De la misma forma en la Figura 8 para la fase desnitrificación.

En la Figura 8 se observa un incremento en la concentración de microorganismos hasta el día 4, posteriormente su tendencia es a estabilizarse y mantenerse en torno a los 10,000 mg/L.

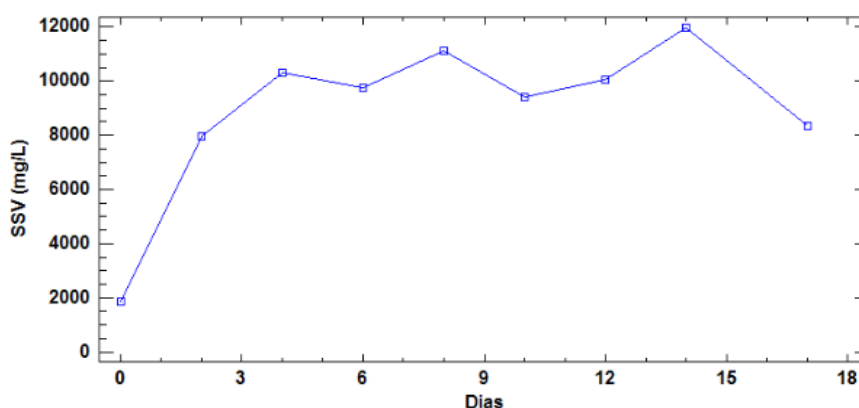


Figura 8. Sólidos Suspensos Volátiles (Desnitrificación)

pH

El comportamiento del pH durante las etapas de nitrificación y desnitrificación se presenta en las Figuras 9 y 10 respectivamente.

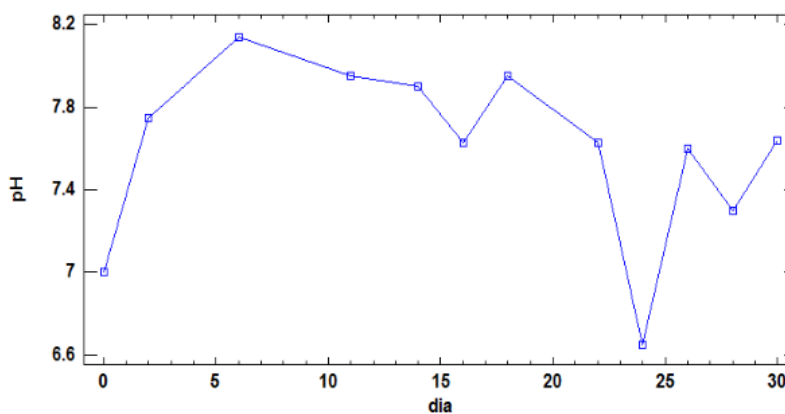


Figura 9. pH (Nitrificación).

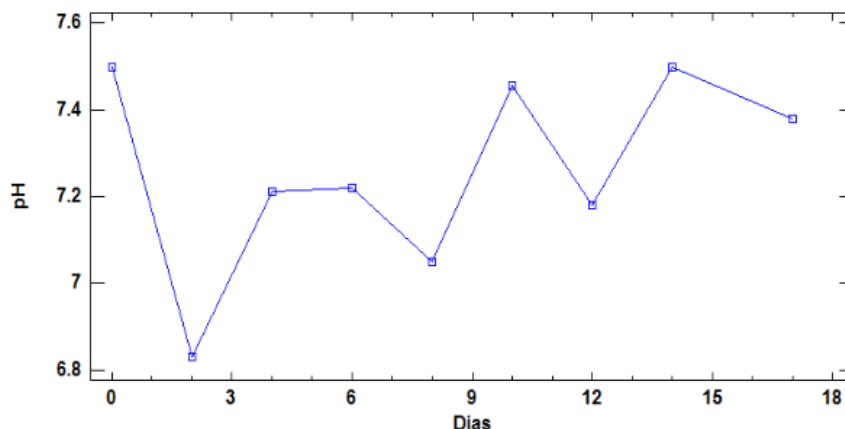


Figura 10. pH (Desnitrificación)

El comportamiento del pH en la fase de nitrificación se observa en la Figura 9, cuyo rango osciló entre 6.5 y 8.1 en promedio. El rango recomendado es entre 7 y 8.5, por lo que se mantuvo en el rango sugerido. En la etapa de desnitrificación el pH se comportó de acuerdo a la tendencia de la Figura 10, el cual osciló entre 7 y 7.6, cuyo rango recomendado es entre 7 y 8.

En la Figura 11 se presentan de forma esquemática los principales resultados de la digestión anaerobia. El porcentaje de eliminación de materia orgánica medida como SV fue de 46.4% en promedio, resultado bajo comparado a lo planteado en la literatura el cual teóricamente se obtendría a una temperatura de 30°C un porcentaje de eliminación del 71%. (Montalvo y Guerrero, 2003). Esto es un 24.6% más bajo de los esperado, lo cual pues ser explicado por el efecto de inhibición de algunas sustancias presentes en el residuo como es el nitrógeno amoniacal o la relación adoptada entre sustrato y microorganismos. El nitrógeno NTK presente en los residuos denota una reducción del 31.4%, eso en concordancia con Tchobanoglous, (2003) que plantea que en procesos biológicos por asimilación bacteriana se da una eliminación de nitrógeno que oscila entre 30% y 70%. El porcentaje se encuentra en la parte baja del rango. La concentración final de nitrógeno amoniacal fue de 1878 mg/L.

La generación de metano fue lenta durante todo el desarrollo del ensayo, lo que puede ser asociado a sustancias inhibitoras de la digestión (Wang, 2013). La producción total de gas en m³ fue de 0.012 m³ CH₄/Kg mezcla; teóricamente de acuerdo a literatura se puede obtener 0.06 m³ de biogás/Kg excreta, de lo cual el gas metano corresponde a un 50% – 80% Weiland (2010). Por tanto, se puede esperar una generación de gas metano de 0.039 CH₄/Kg excreta. Para estiércol de vacuno Chamy y Ramos (2008) recopilaron datos de generación de metano entre 0.01 a 0.06 L CH₄/g SV. La composición del biogás producido fue de 61% gas metano (CH₄) y 39% de dióxido de carbono (CO₂).

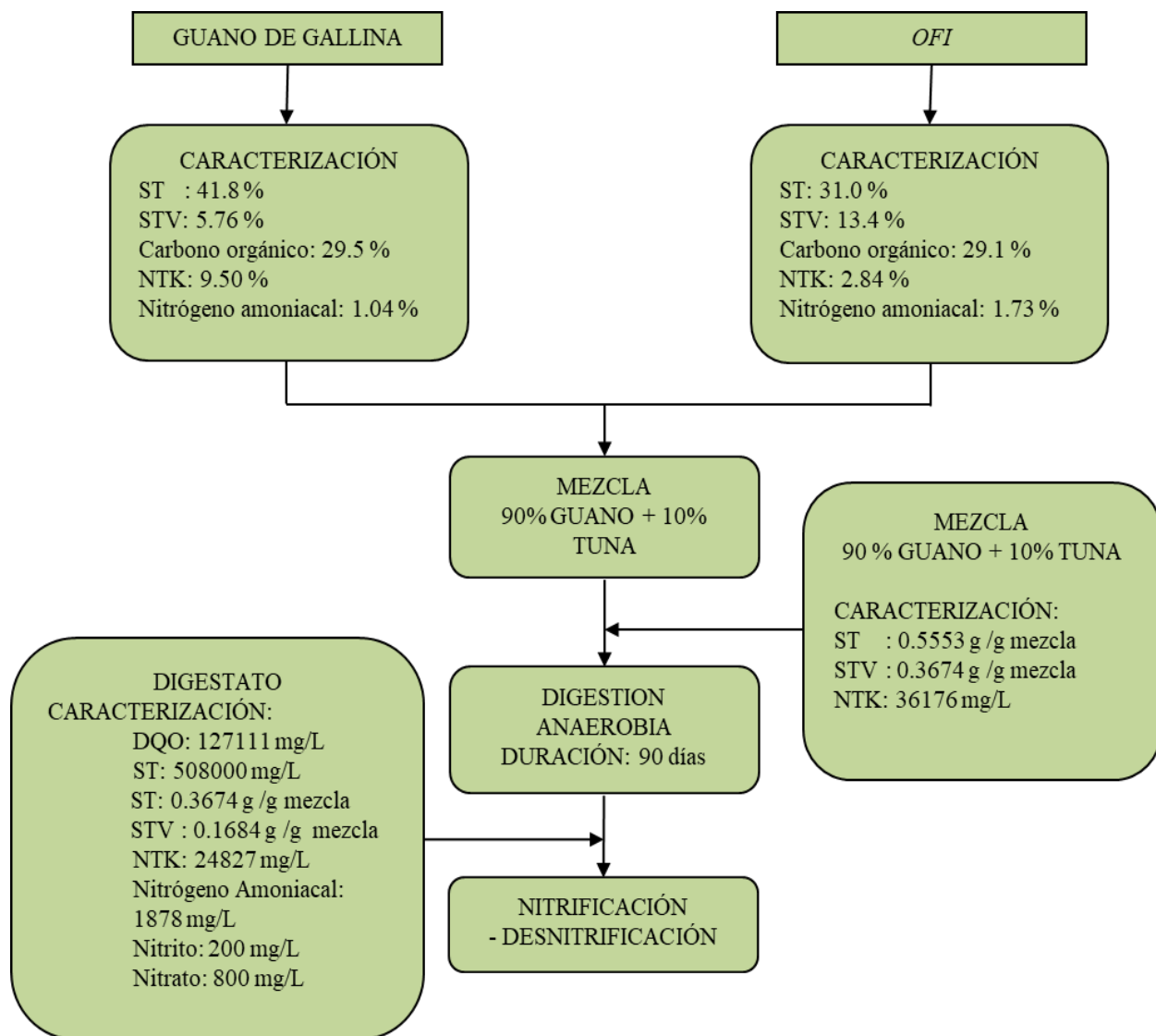


Figura 11. Esquema del desarrollo experimental con los principales resultados de la etapa de digestión anaerobia.

En la figura 12 se presentan de forma esquemática los principales resultados de la etapa de nitrificación – desnitrificación. El objetivo principal de la etapa de desnitrificación es transformar el nitrato generado en la etapa de nitrificación a nitrógeno gas. Pero, el nitrato presente puede sufrir amonificación por microorganismos productores por absorción, el cual sirve de alimento para consumidores retornando el nitrato a amonio. La eficiencia del proceso de desnitrificación fue de 38.05% y el proceso de amonificación fue de 58.2% con TD de 17 días.

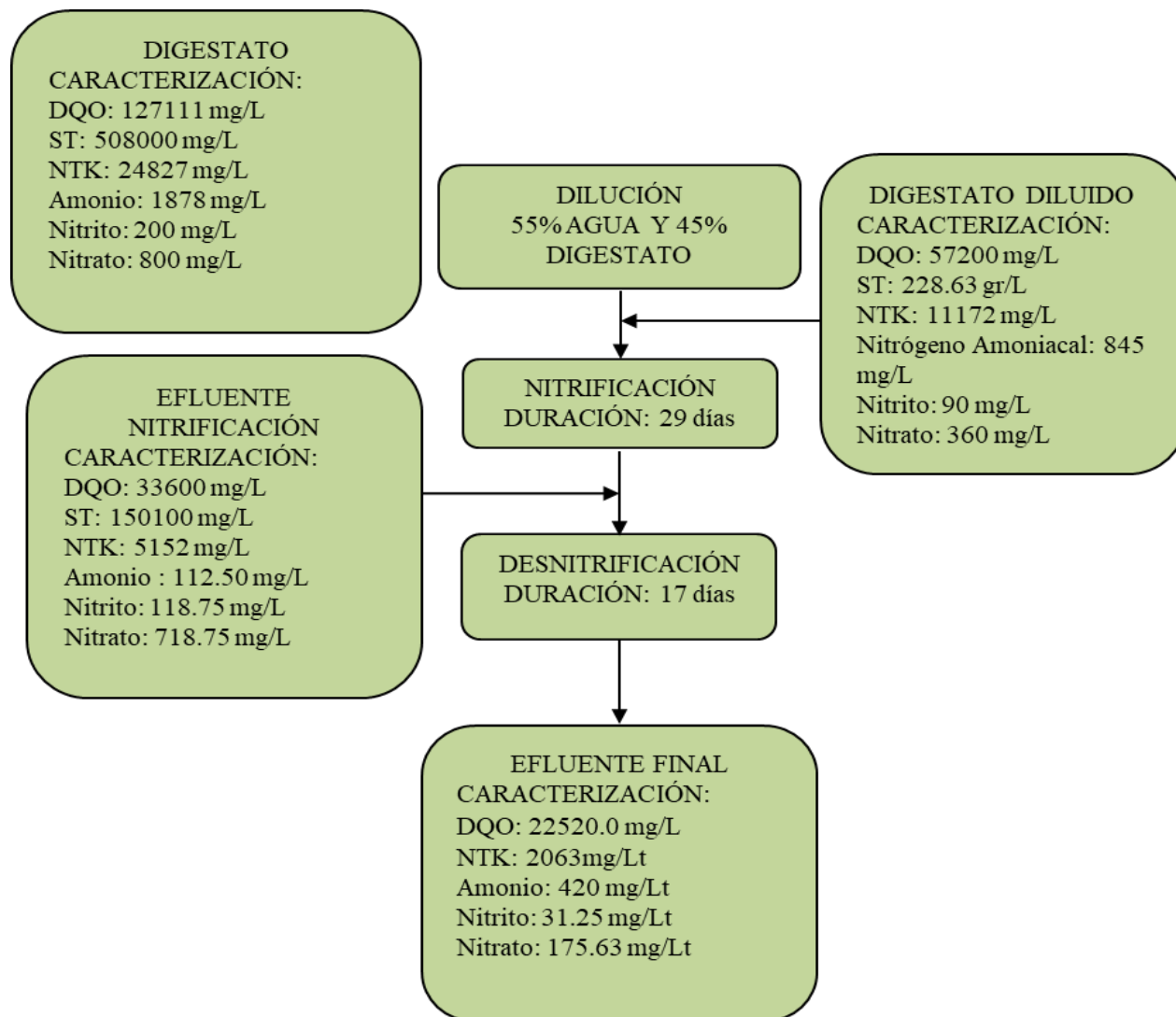


Figura 12. Esquema resumen con los principales resultados de la etapa de nitrificación – desnitrificación.

Al comparar los datos de nitrógeno NTK y los de nitrato se observa que el nitrógeno NTK es mayor a los de nitrato, eso indica que parte del nitrógeno NTK fue asimilado por la biomasa o sufrió desnitrificación y fue transformado a nitrógeno gas. (Grady *et al.*, 1999; Tchobanoglous. 2003; Di laconio *et al.*, 2004; Ferrara de Giner y A. Ramírez. 2010). En la etapa de nitrificación el porcentaje de conversión de nitrógeno amoniacal en nitrato fue de 52.5%. La conversión de amonio a otras formas de nitrógeno fue de 81%. Di laconio *et al.*, (2004), encontró valores entre 50.5 e 93% de conversión de nitrógeno amoniacal a otras formas de nitrógeno de acuerdo a la carga orgánica.

La relación C/N en la etapa de nitrificación fue de 5.2 y el valor recomendado está entre 4 y 5 para obtener velocidades altas de desnitrificación. Denotando que el nitrógeno amoniacal bajó 86.6% y el nitrato subió en un 199%. En cuanto a la etapa de desnitrificación la relación C/N fue de 6.5, valor superior al rango recomendado de 5.

La relación DQO/Nitrato fue de 46.7 para la etapa de desnitrificación, de acuerdo a Chamy *et al.*, (1996) cuando a relación oscila entre 8.86 y 53 se propicia a actividad de desnitrificación como la metanización, pues el carbono en exceso se metaniza; la tasa de generación de metano generado fue de 96.89 L CH₄ / Kg DQO.

El proceso global de nitrificación – desnitrificación se obtuvo una eliminación de materia orgánica de 50% aunque el objetivo principal no era eliminar materia orgánica, pero debido al tipo de microorganismos utilizados y la relación C/N se propició su digestión. La eliminación de nitrógeno NTK fue de 81% y la eliminación de nitrógeno amoniacal fue del 51% en todo el proceso.

Conclusiones

En la digestión anaerobia el porcentaje de eliminación de materia orgánica y por ende la producción de biogás no fue satisfactoria en comparación a datos de producción teóricos encontrado en bibliografía. por lo cual se puede inferir que el mismo tuvo interferencia de sustancias inhibitorias como lo es el nitrógeno amoniacal, dado que ambos componentes del sustrato de la AD lo contienen. En cuanto a nutrientes del proceso en conjunto se obtuvo una eliminación total de 90% del nitrógeno NTK y de fosforo un 75%.

En el proceso de nitrificación – desnitrificación se eliminó un 55% a pesar que en la etapa de desnitrificación parte del nitrato se amonificó potenciando la metanización de la materia orgánica debido a lata relación C/N.

Referencias

- Adav, S., Lee, D., Lai, J. (2009) Biological nitrification-denitrification with alternating oxic and anoxic operations using aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **84**(6), 1181-1189. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2129-y>
- Chamy, R., Aroca, G., Ruiz, G. (1996) Desarrollo de un Sistema Biológico para la eliminación de Nitrógeno de los residuos Industriales Líquidos: Nitrificación-Desnitrificación. *XII Congreso Nacional de Ingeniería Química*. Viña del Mar. Chile.
- Chamy, R., Ramos, C. (2008) Biometanización de estiércol. *XXXI Congreso Interamericano AIDIS*. Santiago, Chile.
- Chen, Q., Ni, J. (2011) Heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by novel isolated bacteria. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, **38**(9), 1305-1310 pp. <https://doi.org/10.1007/s10295-010-0911-6>
- Chernicharo, C. (1997) *Reactores anaeróbicos Vol. 5*, Universidade Federal de Minas Gerais. Brasil. 380. pp.

- Cuevas-Rodríguez, G., Tejero, I. (2004) Nitrificación y desnitrificación en un reactor biopelícula de lecho sumergido fijo y membranas de microfiltración. *29th Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. San Juan, Puerto Rico.
- Di Iaconi, C., Bonenmazzi F., López, A., Ramador, R. (2004) Integration of chemical and biological oxidation in a SBBR for tannery wastewater treatment. *Water Science & Technology*, **50**(10), 107-114. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0621>
- Ferrara de Giner, G. Ramírez, A. (2010) Influencia de la relación C/N en la remoción de nitrógeno usando un sistema combinado de reactores por carga secuencial. *Revista de la facultad de ingeniería Universidad Central de Venezuela*, **25**(4), 41-51. Acceso en 22 de abril de 2020, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-40652010000400005&lng=es&tlng=es
- Ferreira, E. (2000) Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio Grande do Sul. Brasil.
- Grady, L., Daigger, G., Lim, H. (1999) *Biological Wastewater Treatment* (2ª. Ed.) Marcel Dekker. Inc., New York. 1076 pp.
- Guerrero, L., Alkalay, D. (1996) Tratamiento de residuos líquidos de una fábrica de galletas. *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. México. D.F.
- Gunaseelan, V. (1997) Anaerobic digestion of biomass for methane production: a review. *Biomass and bioenergy*, **13**(1-2), 83-114. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00020-2)
- Jensen, J., Felby, C., Jørgensen, H., Rønsch, G., Nørholm, N. (2010) Enzymatic processing of municipal solid waste. *Waste management*, **30**(12), 2497-2503. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.009>
- Marin-Batista, José; Salazar, Luis; Castro, Liliana; Escalante, Humberto. (2016) Co-digestión anaerobia de vinaza y gallinaza de jaula: alternativa para el manejo de residuos agrícolas colombianos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, **18**(2), 6-12 pp. 10.15446/rev.colomb.biote.v18n2.53853
- Montalvo, S., Guerrero, L. (2003) *Tratamiento anaerobio de residuos. Producción de biogás*. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, 416 pp.
- Muhammad Nasir, I., Mohd Ghazi, T., Omar, R. (2012) Production of biogas from solid organic wastes through anaerobic digestion: a review. *Applied microbiology and biotechnology*, **95**(2), 321-329 pp. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4152-7>
- Tchobanoglous, G., Burton, F., Stensel H. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. (4ª ed.) McGraw-Hill, New York, 1848 pp.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1994) *Gestión integral de residuos sólidos Vol. 1*. McGraw-Hill, Madrid, 607 pp.
- Wan, S., Sun, L., Douieb, Y., Sun, J., Luo, W. (2013) Anaerobic digestion of municipal solid waste composed of food waste, wastepaper, and plastic in a single-stage system: Performance and microbial community structure characterization. *Bioresource technology*, **146**, 619-627 pp. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.140>
- Weiland, P. (2010) Biogas production: current state and perspectives. *Appl Microbiol Biotechnol*. **85**(4), 849-860. <https://doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

**LOGISTICA REVERSA DE MEDICAMENTOS VENCIDOS
E EM DESUSO EM UM PAÍS EM DESENVOLVIMENTO.
ESTUDO DE CASO: JOAO PESSOA – PARAÍBA/BRASIL**

* Ianina Gonzalez Toscano ¹
Claudia Coutinho Nóbrega ²

**REVERSE LOGISTICS OF EXPIRED AND UNUSED DRUGS IN A
DEVELOPING COUNTRY. CASE STUDY:
JOÃO PESSOA - PARAÍBA / BRAZIL**

Recibido el 13 de abril de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Drug residues are commonly disposed of inappropriately, in toilets and sinks or as household waste, which may cause a risk to the environment and public health. Proper solid waste management enables to minimize the production and provide appropriate final disposal. This paper aimed to analyze the structure of the reverse logistics of the collection and the disposal of expired and/or disused medicines in pharmaceutical establishments in the city of João Pessoa / PB - Brazil. The study was developed through the application of a checklist, in pharmaceutical establishments and an interview with the responsible in the medicines sector of the Municipal Health Surveillance. The results showed that most of the pharmacies and drugstores in the city of João Pessoa interviewed, have a solid waste management plan (99.02%) and practice the reverse logistics of expired and disused drugs (95.1%). There was also a lack of information available to the population regarding the correct disposal of medicines. This results will assist in making decisions regarding the reverse logistics of expired and unused medicines in the legislative and operational scope, in the pharmaceutical establishments in the municipality under study.

Keywords: disposal, drugs, management, pharmacies, solid waste.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba (UFPB), Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da UFPB/Campus I, João Pessoa/Paraíba, Brasil.

* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba –UFPB. Cidade Universitária, s/n, João Pessoa, Paraíba. CEP: 58051-900, Brasil. Email: ianinatoscano@gmail.com

Resumo

Os resíduos de medicamentos são comumente descartados de forma inadequada, em vasos sanitários, pias ou como resíduo doméstico, podendo provocar risco ao meio ambiente e à saúde pública. O gerenciamento de resíduos sólidos apropriado permite minimizar a produção e proporcionar a sua disposição final adequada. O presente artigo teve como objetivo analisar a estruturação da logística reversa da coleta e o descarte de medicamentos vencidos e ou em desuso nos estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB - Brasil. O estudo foi desenvolvido por meio da aplicação de check list, nos estabelecimentos farmacêuticos e de entrevista com o responsável no setor de medicamentos de Vigilância Sanitária Municipal. Os resultados mostraram que a maioria das farmácias e drogarias do município de João Pessoa entrevistadas, possuem plano de gerenciamento de resíduos sólidos (99,02%) e praticam a logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso (95,1%). Também foi verificada a carência de informações disponibilizadas para a população quanto ao descarte correto dos medicamentos. Os resultados obtidos poderão auxiliar na tomada de decisões quanto à logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso no âmbito legislativo e operacional, nos estabelecimentos farmacêuticos do município em estudo.

Palavras chave: descarte, farmácias, fármacos, gerenciamento, resíduos sólidos.

Introdução

Segundo o Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas da Fundação Oswaldo Cruz (SINITOX, 2017), medicamento é o agente que provoca o maior número de casos de intoxicações registrados no Brasil e, o segundo causador de óbitos registrados por intoxicação, devido ao uso de doses inadequadas.

De acordo com o estudo da Agencia Brasileira de Desenvolvimento Industrial (ABDI), a projeção estimada de resíduos de medicamentos gerados nas cidades brasileiras se elevaria de 4.6 mil toneladas em 2014, para 5.8 mil toneladas em 2018, sendo que nos municípios com mais de 100 mil habitantes o volume aumentaria de 2.5 mil toneladas e para 3.1 mil toneladas em 2018 (ABDI, 2013).

Desta forma, torna-se necessário um adequado gerenciamento dos resíduos com o objetivo de minimizar a produção de resíduos e proporcionar uma disposição apropriada, visando à proteção dos trabalhadores, à preservação da saúde pública, dos recursos naturais e do meio ambiente (Brasil, 2018). No gerenciamento de resíduos de medicamentos domiciliares, a responsabilidade compartilhada entre os setores sociais e a população trará benefícios à saúde pública (Falqueto e Kligerman, 2013). Dentre os elementos dessa gestão, destaca-se a logística reversa de medicamentos, que permite que os medicamentos utilizados pela população em nível domiciliar sejam restituídos ao setor empresarial para destinação final ambientalmente segura (Aurélio e Henkes, 2015).

A logística reversa é definida, pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12305 (Brasil, 2010), como “instrumento de desenvolvimento econômico e social

caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada”.

A Lei nº 12305/2010 (Brasil, 2010) não prevê os medicamentos como objeto de logística reversa, contudo, o seu Art. 31 que trata do fortalecimento da responsabilidade compartilhada e seus objetivos dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, estabelece no inciso IV, o compromisso que quando firmados acordos ou termos de compromisso com o Município, os atores, devem participar das ações previstas no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos - PMGIRS, no caso de produtos ainda não inclusos no sistema de logística reversa.

O Estado da Paraíba sancionou a Lei nº 9646, de 29 de dezembro de 2011, que disciplina a destinação final ambientalmente adequada ao descarte de medicamentos vencidos ou impróprios para uso, no âmbito estadual (Paraíba, 2011). Já, o município de João Pessoa sancionou as Leis nº 12295/2012 (João Pessoa, 2012) e nº 12949/2014 (João Pessoa, 2014), onde a primeira institui a coleta de medicamentos vencidos e a implantação de política de informação sobre os riscos causados por tais produtos e, a segunda, dispõe sobre o recolhimento e o descarte de medicamentos vencidos.

Além das referidas leis, a versão preliminar do volume do prognóstico, construção de cenários prospectivos e ao planejamento do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa/PB (PMGRSJP), prevê a logística reversa de medicamento. Esse documento, possui como estratégia a promoção de ações que envolvam o setor empresarial e consumidores no processo de segregação, triagem e reciclagem no município, promovendo ações compatíveis com os princípios da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e da logística reversa (PMJP, 2014).

No caso dos medicamentos, a logística reversa deve priorizar a organização da coleta, transporte e a destinação final ambientalmente adequada de medicamentos domiciliares descartados pelos consumidores, excluindo qualquer possibilidade de reuso, recuperação e reciclagem (ABDI, 2013).

Em 5 de junho de 2020, foi regulamentado o Decreto nº 10388 que dispõe sobre a estruturação, a implementação e a operacionalização do sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso, exclusivamente de uso humano, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores.

Este trabalho, teve como objetivo analisar a estruturação da logística reversa da coleta dos medicamentos vencidos e em desuso nos estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB – Brasil.

Metodología

A pesquisa foi realizada no município de João Pessoa, capital do Estado da Paraíba, Brasil, com área territorial de 221475m² e população estimada de 817511 habitantes em 2020, correspondendo a uma densidade demográfica de 3421.28 hab/km² (IBGE, 2020). Inicialmente, foi realizado um levantamento bibliográfico e informações relacionadas ao descarte de medicamentos na área de estudo. Para o desenvolvimento da pesquisa foram consultados documentos, artigos científicos, dissertações, teses, legislações e normas técnicas vigentes no âmbito federal, estadual e municipal referentes ao assunto.

A pesquisa foi desenvolvida a partir do cadastro das farmácias e drogarias existentes, no município em questão, fornecido pela Gerência de Vigilância Sanitária do Município de João Pessoa (GVS/JP). Em fevereiro de 2018, existiam 445 estabelecimentos cadastrados, dentre os quais farmácias, drogarias e farmácias de manipulação.

A definição da amostra deste estudo foi determinada a partir da quantidade de farmácia e drogarias cadastradas na GVS/JP e calculada com base no método descrito por Gil (2008), que considera que a fórmula do tamanho da amostra de populações finitas que não ultrapassa 100.000 elementos (Equação 01).

$$n = \frac{\sigma^2 \times p \times q \times N}{e^2(N - 1) + \sigma^2 \times p \times q}$$

Equação (1)

Onde

n: Tamanho da amostra.

σ^2 : Nível de confiança escolhido, expresso em número de desvios-padrão.

P: Percentagem com a qual o fenômeno se verifica.

Q: Percentagem complementar.

N: Tamanho da população.

e²: Erro máximo permitido.

Para definir a quantidade de questionários a serem aplicados nas farmácias e drogarias do município de João Pessoa, foram adotados os seguintes valores para as variáveis da Equação 1:

$\sigma = 1.96$ (95% de nível de confiança, conforme Tabela da distribuição normal padrão).

P = 0.5 (valor conservador considerando a maior variabilidade da população).

e = 5%.

Substituindo os valores, tem-se:

$$n = (1.96^2 \times 0.5 \times 0.5 \times 445) / (0.05^2 \times (445-1) + 1.96^2 \times 0.5 \times 0.5)$$

n = 206 farmácias/drogarias

A coleta de dados foi realizada em 206 farmácias/drogarias, entre os meses de março e outubro de 2018, por meio da aplicação de questionários, em formato check list, preferencialmente com o farmacêutico ou o responsável pelo estabelecimento, de forma a garantir respostas condizentes com a realidade do local. O questionário foi elaborado com referência nos materiais consultados, de forma direcionada e questões estabelecidas, com o propósito de avaliar as farmácias e drogarias quanto ao atendimento às legislações que tratam da logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso entregues pelos consumidores. Também foi realizada uma entrevista com o órgão fiscalizador, a GVS/JP para analisar as exigências praticadas no município em estudo.

Resultados

Como citado anteriormente, foi previsto a aplicação de 206 questionários no município de João Pessoa. Entretanto, um estabelecimento negou a participar da pesquisa. Portanto, devido à ausência de respostas, nos resultados apresentados a seguir este empreendimento não está contabilizado. Assim, considera-se nos resultados da pesquisa um total de 205 farmácias e drogarias entrevistadas.

Análise da obtenção do Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde - PGRSS

No Brasil por meio da PNRS, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA nº 358/2005, da Resolução da Diretoria Colegiada - RDC nº 222/2018 e da RDC nº 44/2009 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, as farmácias e drogarias, inclusive as de manipulação, são consideradas geradoras de RSS e estão sujeitas à elaboração de um PGRSS.

No município de João Pessoa, 99.02% dos estabelecimentos farmacêuticos entrevistados asseguraram possuir o PGRSS, documento que especifica as ações relativas ao manejo dos resíduos sólidos. No entanto, 0.98%, equivalente a dois estabelecimentos, afirmaram a ausência do documento. Um desconhecia do que se tratava o referido documento e, o outro afirmou ter sido dispensado pela GVS/JP por ser uma farmácia que comercializa, exclusivamente, com produtos homeopáticos e não gerar RSS. Vale salientar que o PGRSS é um dos documentos necessários para a obtenção da Licença Operação (LO) de um estabelecimento prestador de serviço de saúde humana ou animal.

Estudos realizados em outros municípios brasileiros apresentaram resultados similares, em Fortaleza/CE, 98.3% e em Vitória da Conquista/BA, todos os estabelecimentos farmacêuticos possuem o PGRSS (Feitosa, 2016; Oliveira *et al.* 2018). Porém Moro *et al.* (2017) mostraram que apenas 45% das farmácias do município de Marau/RS, possuem o documento de gerenciamento de resíduos, evidenciando que no país há municípios que não cumprem os critérios determinados em legislação.

Geração de resíduos

Conforme a classificação dos RSS das Resoluções CONAMA nº 358/2005 (Brasil, 2005) e RDC nº 222/2018 (Brasil, 2018), as farmácias e drogarias entrevistadas em João Pessoa geram resíduos das classes A, B, D, e E, infectantes, químicos, comuns e perfurocortantes. Analisando as repostas dos entrevistados, observou-se o percentual dos diversos tipos de RSS que são gerados nos estabelecimentos farmacêuticos do município de João Pessoa/PB (Tabela 1).

Tabela 1. Resíduos de serviço de saúde gerados em estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB, Brasil, 2018.

Resíduo	Infectante	Químico	Radioativo	Comum	Perfurocortante
Frequência Absoluta	51	201	0	205	61
Frequência Relativa	24.88%	98.05%	0%	100%	29.76%

As farmácias de manipulação (1.95% ou seja, quatro farmácias) afirmaram gerar apenas resíduos comuns, ou seja não geram resíduos químicos. Os entrevistados, justificaram que as substâncias utilizadas no processo produtivo, são produtos naturais que não provocam riscos ao meio ambiente, como no caso das drogas sintéticas. Três destes empreendimentos relataram possuir o PGRSS devido à exigência dos órgãos competentes para obtenção de Licença Operação e, o quarto estabelecimento afirmou ser dispensado da elaboração do plano. Portanto, devido à esta farmácia homeopática não possuir PGRSS, não foi contabilizada nas discussões a seguir, assim considerou-se 204 estabelecimentos entrevistados no município estudado.

Entretanto, a Lei nº 5991/1973 (Brasil, 1973) que dispõe sobre o controle sanitário do comércio de drogas, medicamentos, insumos farmacêuticos e correlatos, em seu Art. 12 permite às farmácias homeopáticas a manter seções de vendas de correlatos e de medicamentos não homeopáticos quando apresentados em suas embalagens originais. Desta forma, as farmácias homeopáticas devem possuir o PGRSS e um contrato com a empresa coletora de resíduos químicos, até que seja comprovada a não geração de RSS.

Assim como no presente estudo, a pesquisa realizada por Moro *et al.* (2017) no Rio Grande do Sul (RS), também identificou empresas do ramo farmacêutico que declararam não gerar RSS.

Em entrevista realizada com um técnico da Vigilância Sanitária Municipal de João Pessoa, a necessidade do PGRSS para farmácias homeopáticas é tema em discussão no órgão, devido à comprovação da não geração de resíduos de serviço de saúde. A RDC nº 222/2018 trata no seu

Art. 5, parágrafo 1º, para obtenção da licença sanitária, caso o serviço que gere exclusivamente resíduos comuns, o PGRSS pode ser substituído por uma notificação desta condição ao órgão de vigilância sanitária competente (Brasil, 2018).

Logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso

No município de João Pessoa, 4.90% das 204 farmácias e drogarias, entrevistadas não recebem os produtos farmacêuticos descartados pela população, ou seja, não praticam a logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso como estabelecido nas leis vigentes brasileira, estadual e municipal.

Na região da Campânia, na Itália, todas as farmácias possuem pontos de coleta de descarte de medicamentos para os consumidores (Costa *et al.*, 2017). Em Israel, menos de 14% dos israelenses retornam produtos farmacêuticos não utilizados, no país não há um programa para o descarte seguro de medicamentos (Barnett-Itzhaki *et al.*, 2016).

A pesquisa realizada por Aurélio e Henkes (2015) aponta a importância do estabelecimento de normas para o descarte de medicamentos vencidos e em desuso, da disponibilização de estrutura para a coleta de resíduos farmacêuticos e a promoção de campanhas de conscientização para a sociedade.

Localização de coletores de medicamentos

Para que a prática da logística reversa tenha sucesso deve existir uma relação uniforme entre empresa e usuário e, é necessário que a informação atinja todos os níveis hierárquicos da sociedade (Vieira *et al.*, 2009). A disponibilização de equipamentos para o descarte de resíduos de medicamentos ao consumidor é fundamental para sua destinação adequada (Aurélio *et al.*, 2015). A NBR 16457/2016 (ABNT, 2016) estabelece que o espaço para os coletores de medicamentos deve propiciar a visibilidade e o acesso por parte do consumidor. Na Figura 1, é possível observar que 194 estabelecimentos entrevistados, ou seja, 95.1%, não possuem coletores (visível e não visível) para o recolhimento de medicamentos já comercializados.

Na pesquisa realizada em trinta farmácias da cidade de Itajubá/MG, foi questionado a respeito dos pontos de coleta de medicamentos e, 66.66% das farmácias entrevistadas disponibilizaram coletores, 16.67% não disponibilizaram e 16.67% não opinaram (Santos *et al.*, 2015), mostrando que assim como no município de João Pessoa, a maioria dos estabelecimentos possui programa de descarte de medicamentos.

Como pode-se observar na Figura 1, a prática mais comum no município de João Pessoa é a do coletor não visível à população, realizada por 79.41% dos estabelecimentos (162 unidades farmacêuticas entrevistadas), na qual para o consumidor descartar o resíduo adequadamente, é necessário entregá-lo a um funcionário do estabelecimento para ser disposto no coletor apropriado. Os coletores visíveis na área de circulação dos clientes foram encontrados com maior incidência nas maiores redes farmacêuticas.

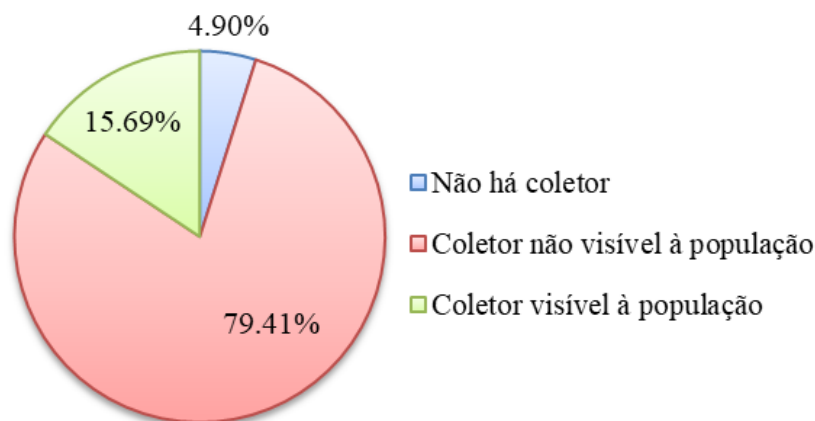


Figura 1. Localização de coletores aos consumidores em estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB – Brasil, 2018.

A NBR 16457/2016 (ABNT, 2016) estabelece que o espaço para os coletores de medicamentos deve propiciar a visibilidade e o acesso por parte do consumidor, norma que não é exigida pela GVS/JP. A entrevistada do referido órgão, afirmou não atender as normas no padrão ABNT e sim exigir as condições estabelecidas por legislações da ANVISA. A técnica ainda informou que devido às legislações, em vigor, estabelecerem que as farmácias e drogarias devam recolher medicamentos descartados pela população e não especificar como a coleta deve ser feita, fica a critério do responsável definir a exposição ou não do coletor e o seu tipo. Contudo, todos os procedimentos adotados pelo estabelecimento devem estar descritos no PGRSS e/ou no Procedimento Operacional Padrão (POP), documentos onde a GVS/JP se baseia para casos de procedimentos não especificados em lei ou resolução ao realizar a inspeção no local.

Alguns farmacêuticos citaram que já tiveram coletores expostos, entretanto, a vigilância sanitária os orientou retirá-los da área de circulação da população. A representante do órgão informou que essa orientação é por questão de segurança de saúde pública, pois estes coletores permitem o acesso de terceiros por não disporem de dispositivos de antirretorno. Também por questão de segurança do estabelecimento, os técnicos da vigilância orientam a elaboração de formulário que descreva o medicamento recolhido e o responsável pelo resíduo, orientação fornecida principalmente aos estabelecimentos que armazenam o resíduo descartado da população junto com o gerado in loco.

Conforme discussões com os entrevistados das farmácias e drogarias, este formulário pode gerar dificuldade ao consumidor para dispor adequadamente o resíduo de medicamento, devido à burocracia de entrega e à necessidade de identificação. Considerando este aspecto, a

entrevistada do órgão informou que este documento pode resguardar a empresa caso seja descartado medicamento falsificado ou algum que passou por “recall” e, que fica a critério do estabelecimento adotar ou não esta medida, pois durante as inspeções o recipiente de armazenamento de medicamentos vencidos também é vistoriado.

Alguns fatores interferem na participação da sociedade em programas de coleta seletiva, como a segregação dos resíduos que depende do conhecimento e sensibilização para o problema e a localização dos postos de entrega voluntária no espaço urbano (Costa *et al.*, 2005). Como aspectos facilitadores podem-se citar a organização e a adequação da estrutura operacional implantada para dar suporte à coleta seletiva e a existência de ações continuadas de divulgação, mobilização e informação. Como fatores que dificultam a participação social destacam-se: falta de divulgação dos resultados, acomodação e desinteresse da população; nível cultural e de instrução da sociedade; descrédito relativo a ações oriundas do poder público; falta de espaço para armazenar resíduos recicláveis nas residências (Bringhenti e Günther, 2011).

Mazzarino *et al.* (2013) enfatizaram a necessidade de investimentos na educação ambiental que tenham como público-alvo os grupos sociais e de políticas de comunicação ambiental para os setores privados, pois nos espaços de circulação da sociedade não há informação ambiental. Segundo os autores, uma cidadania é construída com consciência ambiental, através do acesso a informação e aos meios responsáveis pela sua divulgação.

Métodos de divulgação

Considerando a importância da visibilidade da estrutura e das campanhas educativas para o funcionamento da logística reversa de medicamentos vencidos e em desuso, esta pesquisa além de avaliar a exposição dos pontos de coleta nos estabelecimentos, também aferiu se possuem algum meio de divulgação para incentivo de descarte de medicamentos à população.

A Figura 2 mostra as farmácias e drogarias que possuem algum método e práticas utilizadas de divulgação para a população, mostrando que o estabelecimento também é um ponto de recolhimento de medicamentos vencidos e em desuso. Os resultados apresentados mostram que em 57.35%, ou seja 117, dos estabelecimentos não há método de divulgação ou incentivo à população para descartar adequadamente os resíduos de medicamentos. Os únicos métodos identificados como práticas atuais foram à exposição de placa informativa (23.04%, ou seja, 47 estabelecimentos) e a orientação dos funcionários aos clientes (27.94%, ou seja, 57 estabelecimentos).

Observa-se, na Figura 2, que apenas 8.33% (17) dos estabelecimentos, utilizam mais de um método para divulgar ou incentivar a população a descartar adequadamente seus resíduos de medicamentos.

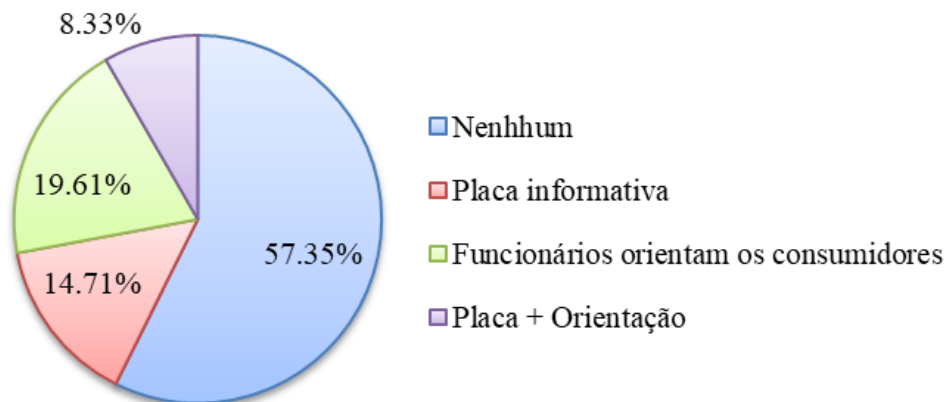


Figura 2. Métodos de divulgação em estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB – Brasil, 2018.

Em alguns estabelecimentos, os entrevistados comentaram já terem realizado campanhas, como um dia de divulgação, panfletagem e cartazes informativos, mas a falta de incentivo do governo e o aumento de despesas, arcado apenas pelos estabelecimentos, fizeram com que não houvesse continuidade na divulgação. Além disso, alguns entrevistados, em conversas informais, relataram que o descarte de medicamentos proveniente da população é pouco e que a sociedade desconhece a forma descarte adequado.

No estudo realizado por Silva *et al.* (2014), 48% dos estabelecimentos não recebem medicamentos descartados pela população e, não possuem nenhum método para divulgar e/ou incentivar a população a participar do recolhimento de medicamentos em desuso. Já, 32% apenas informaram aos clientes quando solicitado, 12% realizaram a prática através de totens na própria empresa, 4% por meio de propaganda em rádio e, 4% afirmaram possuírem outras iniciativas.

Durante a aplicação do check list, foi observado que não há somente desinteresse do poder público, mas também das farmácias e das drogarias em divulgar para a população que são ponto de coleta de medicamentos vencidos e em desuso. Alguns entrevistados consideram que o recolhimento dos medicamentos não deveria ser de responsabilidade dos comerciantes, enquanto outros entrevistados citaram que já pagam diversos impostos, inclusive o de coleta de resíduo sólido urbano, e que devido ao custo gerado não os interessa praticar o recolhimento. A forma de contrato com empresa para destinar o RSS foi outro motivo que influenciou o incômodo pelo custo gerado, pois alguns estabelecimentos pagam pelo peso de coleta, enquanto outros pagam por volume, então quando pagam por peso, cada descarte de um consumidor influencia na sua despesa. Quanto ao volume, segundo alguns entrevistados, dificilmente o estabelecimento gera o volume limite de coleta e, conseqüentemente, os medicamentos descartados pela população não influencia no custo à farmácia.

Feitosa (2016), relata que os custos de implantação inicial (planejamento e infra-estrutura) e custos com administração contínua, recursos humanos, transporte e eliminação dos medicamentos descartados relacionados à campanha de coleta e ao programa de recolhimento de medicamentos domiciliares costumam ser algumas das principais limitações que as farmácias encontram na implantação e continuidade desse tipo de projeto.

A falta de conhecimento da população e, de informação acerca do descarte correto de medicamentos é citada no estudo desenvolvido por Tesserolli *et al.* (2013), que atribuem responsabilidade às farmácias por não promoverem a divulgação. De acordo com Aurélio e Henkes (2015) é necessária a ampliação de informação ambiental nas áreas de circulação comunitária, na mídia e nas escolas, pois os resíduos de medicamentos são comumente descartados de forma inadequada em vasos sanitários, pias e como resíduo doméstico (Vellinga *et al.*, 2014; Feitosa e Aquino, 2016; Silva e Martins, 2017; Rodrigues *et al.*, 2018, Oliveira *et al.*, 2018).

A falta de orientação à sociedade quanto ao descarte adequado dos resíduos é abordada por diversos autores como Feitosa e Aquino (2016), que verificaram que mais de 80% dos entrevistados, no município de Fortaleza/CE, nunca tinham sido orientados sobre o descarte desses resíduos. Já, Rodrigues *et al.* (2018) relataram que em uma comunidade do Extremo Sul Catarinense, 77.33% dos entrevistados não possuem informações suficientes sobre o descarte adequado e desconhecem os riscos pela disposição inadequada dos medicamentos.

Numa pesquisa desenvolvida em Campina Grande/PB, que avaliou o grau de conhecimento de alunos de uma instituição de nível superior sobre o descarte de medicamentos vencidos, constatou-se a necessidade de melhor esclarecimento sobre o assunto através de campanhas de incentivo e orientação, quanto ao destino adequado para resíduos de medicamentos e a implementação de pontos de coleta acessível à população (Oliveira *et al.*, 2018). É importante conscientizar o público em relação às implicações com relação à saúde e ao meio ambiente do acúmulo e descarte de medicamentos e que os farmacêuticos forneçam informações detalhadas sobre o descarte de medicamentos vencidos e em desuso (Barnett-Itzhaki *et al.*, 2016).

A Lei nº 9646/2011 (Paraíba, 2011) prevê que os pontos para recebimento de medicamentos, já comercializados, sejam instalados sempre em locais visíveis e que possuam placas de sinalização com boa visualização, informando aos consumidores como proceder com os medicamentos vencidos. Já, a Lei nº 12295 de 12 de janeiro de 2012 (João Pessoa, 2012) no seu Art. 2, estabelece diretrizes para a divulgação dos locais destinados para a coleta e a política de informação sobre os riscos causados pelos medicamentos vencidos, como a realização de campanhas publicitárias de esclarecimento e prevenção e campanhas para divulgar a localização dos postos de coleta.

A entrevistada da GVS/JP afirmou que as exigências do órgão se amparam na Lei nº 12494, de 29 de dezembro de 2014, por se tratar da lei mais recente e que as demais leis são incompletas, exigindo a logística reversa de medicamentos, mas não determina como deve ser realizada.

As legislações, estadual e municipal em vigor, se complementam. Enquanto a lei municipal, adotada pela GVS/JP, não trata da divulgação da informação ambiental para com a população, as demais leis determinam ações para disseminar o conhecimento do processo. Além destas, a ABNT 16457/2016 (ABNT, 2016) estabelece requisitos aplicáveis às atividades de logística reversa de medicamentos descartados pela população. Dentre as diretrizes, destaca-se a localização do coletor, que deve propiciar a visibilidade e o acesso do consumidor (ABNT, 2016).

Segregação dos resíduos de medicamentos descartados

A implantação de processos de segregação dos diferentes tipos de resíduos gerados na fonte conduz à minimização de resíduos, em especial àqueles que requerem um tratamento prévio à disposição final (Brasil, 2006). Assim, a segregação das embalagens primárias das secundárias de medicamentos permite a redução da quantidade de resíduos a ser encaminhado para a incineração, propicia a reciclagem no material das caixas e bulas e reduz gastos com tratamento especial para os resíduos de medicamentos. Segundo Aduan *et al.* (2014), a segregação incorreta na fonte de geração é o principal fator responsável pelos gastos com transporte e disposição final.

Na Figura 3 é mostrada como é feita a disposição dos resíduos de medicamentos recolhidos da população pelas farmácias e drogarias, se há segregação das embalagens primárias e secundárias.

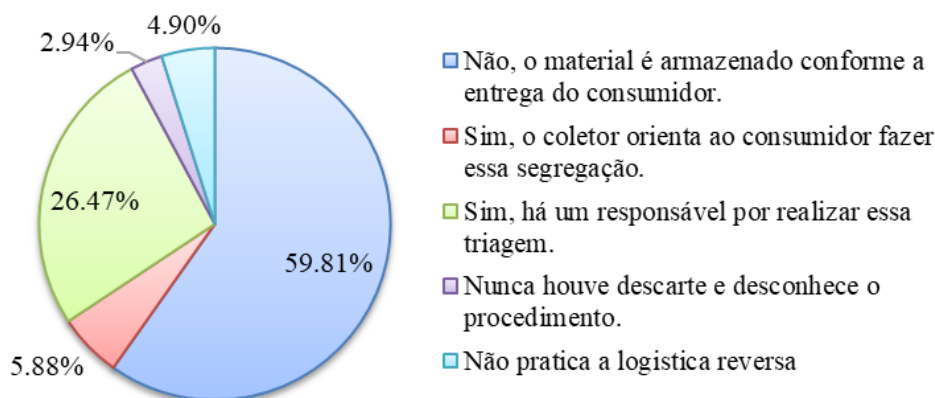


Figura 3. Segregação de embalagem primárias e secundárias dos resíduos de medicamentos em estabelecimentos farmacêuticos no município de João Pessoa/PB – Brasil, 2018.

Observando a Figura 3, verifica-se que a maioria dos estabelecimentos não realiza a segregação das embalagens primárias das secundárias, para encaminhá-las separadamente ao destino final adequado, onde 112 estabelecimentos (59.81%) armazenam os resíduos de medicamentos conforme o consumidor entrega. Já, 66 entrevistados (32.35%) afirmaram que a segregação é realizada, sendo que 5.88% dos consumidores segregam os resíduos para descartarem no coletor e 26.47% há um responsável do estabelecimento que realiza esse processo.

Dos estabelecimentos entrevistados, seis (2.94%) informaram nunca terem recebido o material para o descarte, desconhecendo o procedimento a ser seguido quanto à segregação do material. Este desconhecimento contraria o estabelecido na RDC nº 44/2009, que dispõe sobre boas práticas farmacêuticas, onde é previsto que todos os funcionários devem ser capacitados quanto ao cumprimento da legislação sanitária vigente e dos Procedimentos Operacionais Padrão (POPs) do estabelecimento (Brasil, 2009).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT NBR 16457/2016 (ABNT, 2016), que especifica os requisitos aplicáveis às atividades de logística reversa de medicamentos descartados pelo consumidor, recomenda a separação e descaracterização das bulas e embalagens secundárias, previamente ao descarte, a fim de propiciar a reciclagem.

A RDC nº 222/2018, que trata do gerenciamento do RSS, cita no seu Art. 41 que os rejeitos que não apresentam risco biológico, químico ou radiológico devem ser encaminhados para disposição final ambientalmente adequada (Brasil, 2018). A referida resolução ainda determina que as embalagens primárias vazias de medicamentos sem periculosidade não precisam de tratamento prévio à sua destinação e podem ser encaminhadas para a reciclagem. Já, as embalagens secundárias não contaminadas devem ser descaracterizadas quanto às informações de rotulagem, podendo também ser encaminhadas para a reciclagem.

Com os resultados obtidos fica em evidência que a norma ABNT NBR 16457/2016 (ABNT, 2016) não é atendida. Com relação à RDC nº222/2018 (Brasil, 2018), a entrevistada da vigilância sanitária afirmou que seria exigida a partir do licenciamento emitido, no ano seguinte ao levantamento dos dados desta pesquisa, ou seja, a partir de 2019 e, ainda afirmou que é o farmacêutico quem determina essas práticas no POP, mas que não há necessidade de armazenar os medicamentos com as caixas e bulas.

Conclusão

Os resultados da pesquisa mostraram que a maioria dos estabelecimentos entrevistados atende boa parte das legislações, referente ao gerenciamento dos resíduos e à logística reversa de medicamentos. Entretanto, foi detectada uma carência nas informações disponibilizadas aos

consumidores e ao não atendimento às legislações que tratam de divulgação para o descarte adequado de medicamentos. A prática do retorno de medicamentos é obrigatória, mas ainda não é atendida em sua totalidade.

A logística reversa de medicamentos não é praticada em dez (4.90%) das farmácias e drogarias do município de João Pessoa entrevistadas. Na maior parte dos estabelecimentos os funcionários são capacitados e responsáveis por realizar o recolhimento dos medicamentos da população e, poucos possuem coletores visíveis aos consumidores. Uma minoria dos estabelecimentos segrega as embalagens primárias e secundárias, de forma a minimizar a geração dos resíduos.

A GVS/JP é um órgão atuante nas fiscalizações dos estabelecimentos farmacêuticos e possui papel importante para a efetivação da prática da logística reversa de medicamentos. Porém, não atende a todas às legislações e normas relacionadas a prática do retorno dos medicamentos pelos consumidores.

Há de se considerar que existem lacunas nas legislações pertinentes no âmbito federal, estadual e municipal quanto à logística reversa de medicamento.

Referencias bibliográficas

- ABDI, Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial. (2013) *Logística Reversa para o setor de medicamentos*. Brasília.
- Aduan, S.A., Braga, F.S., Zandonade, E., Salles, D., Cussiol, N.A.M., Lange, L.C. (2014) Avaliação dos resíduos de serviços de saúde do Grupo A em hospitais de Vitória (ES), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(2), 133-141. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000200004>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) NBR 10004: *Dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*. Rio de Janeiro, 71 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016) NBR 16457: *Dispõe sobre os procedimentos de logística reversa de medicamentos de uso humano vencidos e/ou desuso*. Rio de Janeiro, 9 pp.
- Aurélio, C.J.; Henkes, J.A. (2015) Estudo de caso: gestão de resíduos através da logística reversa de medicamentos. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **4**(1), 487-518.
- Aurélio, C.J.; Pimenta, R.F.; Ueno, H.M. (2015) Logística Reversa de medicamentos: estrutura no varejo farmacêutico. *Gestão da Produção, Operações e Sistemas*, **10**(3), 1-15. <https://doi.org/10.15675/gepros.v10i3.1255>
- Barnett-Itzhaki, Z., Berman, T., Grotto, I., Schwartzberg, E. (2016) Household medical waste disposal policy in Israel. *Israel Journal of Health Policy Research*, **5**(1), 48. <https://doi.org/10.1186/s13584-016-0108-1>
- Borrely, S.I., Caminada, S.M.L., Ponezi, A.N., Santos, D.R.S., Silva, V.H.O. (2012) Contaminação das águas por resíduos de medicamentos: ênfase ao cloridrato de fluoxetina. *O Mundo da Saúde*, **36**(4), 556-563.
- Brasil, ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2009) Resolução da Diretoria Colegiada - RDC n°. 44 - *Dispõe sobre boas práticas Farmacêuticas para o controle sanitário do funcionamento, da dispensação e da comercialização de produtos e de prestação de serviços farmacêuticos em farmácias e drogarias e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, 17 de dezembro de 2009.
- Brasil, ANVISA, Agência Nacional De Vigilância Sanitária (2018) Resolução da Diretoria Colegiada - RDC n°. 222. *Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, 28 de março de 2018.

- Brasil, CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2005) Resolução CONAMA nº 358 - *Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília nº 084, 4 de maio de 2005. Acesso em: 06 de novembro de 2017, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=462>
- Brasil, Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2006) *Manual de gerenciamento de resíduos de serviços de saúde*, 1ª ed., Anvisa, Brasília, 182pp.
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (2010) Lei Federal Nº 12305 - *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 03 de agosto de 2010. Acesso em: 28 de outubro de 2017, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (1973) Lei Federal Nº 5991 - *Dispõe sobre o controle sanitário do comércio de drogas, medicamentos, insumos farmacêuticos e correlatos e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília - DF, 17 de dezembro de 1973. Acesso em: 05 de fevereiro de 2018, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L5991.htm
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (2020) Decreto Nº 10.388 - *Regulamenta o § 1º do caput do art. 33 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e institui o sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso, de uso humano, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores*. Diário Oficial da União, Brasília – DF, 5 de junho de 2020. Acesso em: 20 de outubro de 2020, disponível em: <http://legis.senado.leg.br/norma/32242999/publicacao/32243981>
- Bringham, J.R.; Günther, W.M.R. (2011) Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **16**(4), 421-430.
- Calijuri, M.C., Cunha, D.G.F. (2013) *Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão*, Elsevier, Rio de Janeiro.
- Costa, E.R.H.D., Bringham, J.R., Laignier, I.T.R., Santana, R., Günther, W.M.R., Silva, W.R. (2005) A participação social em programas de coleta seletiva por postos de entrega voluntária no município de Vitória (ES) *In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Acesso em: 16 jul.2018, disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-043.pdf>
- Costa, R.A.; Pereira, T.; Lopes, I.C. (2017) The reverse logistics of unsold medications in pharmacies in Campania, Italy. *In: Congress of APDIO, the Portuguese Operational Research Society*, 25-38 Springer, Cham.
- Falqueto, E., Kligerman D.C. (2013) Diretrizes para um programa de recolhimento de medicamentos vencidos no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, **18**(3), 883-892.
- Feitosa, A.V. (2016) *Otimização da logística reversa de medicamentos de uso humano vencidos e/ou em desuso no município de Fortaleza-CE*. Tese de Doutorado - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica, Universidade Federal do Ceará, 242pp. Acesso em: 12 de setembro de 2017, disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/21471>
- Feitosa, A.V., Aquino, M.D. (2016) Descarte de medicamentos e problemas ambientais: o panorama de uma comunidade no município de Fortaleza/CE. *Ciência e Natura*, **38**(3), 1590-1600. <https://doi.org/10.5902/2179460X22249>
- Gil, A.C. (2008) *Métodos e técnicas de pesquisa social*. 6ª ed, Atlas, São Paulo.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020) *Estimativa da População*.
- João Pessoa. (2012) Lei Municipal nº 12295 - *Institui a coleta de medicamentos vencidos e a implantação de política de informação sobre os riscos causados por tais produtos, no âmbito do município de João Pessoa e dá outras providências*. Diário Oficial, João Pessoa, 12 de janeiro de 2012. Acesso em 23 de outubro de 2017, disponível em: <http://leismunicipa.is/racbj>
- João Pessoa. (2014) Lei Municipal nº 12949 - *Dispõe sobre o recolhimento e descarte de medicamentos vencidos*. Diário Oficial, João Pessoa, 29 de dezembro de 2014. Acesso em 23 de outubro de 2017, disponível em: <http://leismunicipa.is/fuhgp>

- Mazzarino, J.M., Morigi, V.J., Farias, A.M.B., Kaufmann, C., Fernandes, D.A. (2013) Cotidiano, consumo e práticas ambientais na construção da cidadania. In: MAZZARINO, Jane Márcia (Org.) *Práticas ambientais e redes sociais em resíduos sólidos domésticos: um estudo interdisciplinar*, 1ª ed., Univates, Lajeado, 72-88.
- Moro, L.D., Pandolfo, A., Martins, M.S., Gomes, A.P., Maculan, L.S. (2017) Abordagem do gerenciamento de resíduos de serviços de saúde em drogarias e farmácias de manipulação em cidade de pequeno porte da região sul do Brasil. *Holos Environment*, **17**(1), 79-93. <https://doi.org/10.14295/holos.v17i1.11478>
- Oliveira, R.D.C.M., Coqueiro, J.F.R., Portela, F.S., Ferraz, M.A. (2018) Avaliação do Plano de Gerenciamento de Resíduos dos Serviços de Saúde em uma rede de Drogarias de Vitória da Conquista-BA. *ID on line Revista de Psicologia*, **12**(40), 815-825.
- Paraíba. (2011) Lei Estadual nº 9646 - *Dispõe sobre as normas para a destinação final do descarte de medicamentos vencidos ou impróprios para uso, no âmbito do Estado da Paraíba e dá outras providências*. Diário Oficial do Estado, Paraíba, 29 de dezembro de 2011 Acesso em: 23 out. 2017, disponível em: http://sapl.al.pb.leg.br:8080/sapl/sapl_documentos/norma_juridica/10263_texto_integral
- PMJP, Prefeitura Municipal de João Pessoa. (2014) Prognóstico e Planejamento dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos. João Pessoa.
- Rodrigues, M.S.; Freitas, M.D.; Dalbó, S. (2018) Descarte domiciliar de medicamentos e seu impacto ambiental: análise da compreensão de uma comunidade. *Brazilian Applied Science Review*, **2**(6), 1857-1868.
- Santos, D.C.B., Machado, A.M.B., Lacerda, F.V. (2015) Mapeamento do descarte de medicamentos em um município do Sul de Minas Gerais. *Revista Ciência em Saúde*, **5**(1), 1-10.
- Silva, A.F.; Martins, V.L.F.D. (2017) Logística reversa de pós-consumo de medicamentos em Goiânia e região metropolitana – um estudo de caso. *Boletim Goiano De Geografia*, **37**(1), 56 – 73.
- Silva, A.L.E., Moraes, J.A.R., Rehbein, A., Bencke, D., Gerhard, G. (2014) Posicionamento das farmácias e a logística reversa no controle dos medicamentos em desuso. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, **18**(1), 57-65. <https://doi.org/10.5902/2236117010457>
- SINITOX. Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas. (2017) *Dados de intoxicação*. Acesso em 21 de outubro de 2020, disponível em: <https://sinitox.icict.fiocruz.br/dados-nacionais>
- Tesserolli, D.A., Neubern, F.J., Macedo, J.T., Naide, S.S. (2013) Descarte de medicamentos: a visão da comunidade acadêmica e das farmácias. *Revista Ciências do Ambiente On-Line*, **9**(2), 96 -101.
- Vellinga, A., Cormican, S., Driscoll, J., Furey, M., O'Sullivan, M., Cormican, M. (2014) Public practice regarding disposal of unused medicines in Ireland. *Science of the Total Environment*, **478**, 98-102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.085>
- Vieira, K.N.; Soares, T.O.R.; Soares, L.R. (2009) A logística reversa do lixo tecnológico: um estudo sobre o projeto de coleta de lâmpadas, pilhas e baterias da Braskem. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, **3**(3), 120-136.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

INTEGRATED ENERGY BALANCE OF THE PRODUCTION OF QUALITY “CACHAÇA” AND BIOFUEL

* Regiane Pereira Roque¹
Roberto Precci Lopes²
Marcio Arêdes Martins²

Recibido el 16 de abril de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

The production of small-scale farm fuel alcohol is a viable economic activity, but in Brazil, there are few studies on the energy balance of its production. In the present work, the energy balance of the integrated production of quality “cachaça” and fuel alcohol at the farm level was carried out, as well as the determination of technical coefficients in a microdistillery in Minas Gerais (Zona da Mata), Brazil, for the production of sugar cane, cachaça and farm fuel alcohol. The productive capacity of this microdistillery in the analyzed period was 5,271.63 liters of cachaça and 658.95 liters of farm alcohol per day. Energy expenditure in the production of sugar cane (agricultural phase) was 245.14 MJ per ton of cane (MJ TC^{-1}), with 80% of the total of this energy going to the production of cachaça and 20% for the production of sugarcane fuel alcohol. The energy expenditure for the production of cachaça and fuel alcohol from sugar cane was 30.44 MJ TC^{-1} (industrial phase), of which 80% went to obtain cachaça and 20% for the farm fuel alcohol. The energy output / input ratio was 4.61 (fuel alcohol + excess bagasse). Much of the energy demand is due to the use of nitrogen fertilizers and diesel oil. The farm alcohol produced had a renewability index of 0.27, showing it to be a renewable fuel.

Keywords: agroenergy, brandy, cachaça, farm ethanol, sugar cane.

¹ Department of Environmental Engineering, Federal University of Espírito Santo, Brazil.

² Department of Agricultural Engineering, Federal University of Viçosa, Brazil.

*Corresponding author: Department of Environmental Engineering, Federal University of Espírito Santo. Avenida Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras - Vitória - ES - CEP: 29075-910 – Brazil. Email: regianepr@gmail.com

Introduction

“Cachaça”, also known as pinga, aguardente, is a beverage obtained by simple distillation of fermented sugarcane, with an alcohol content of 38 to 54% (Bortoletto et al, 2015). Cachaça ranks fourth among the most consumed distilled spirits in the world, and first in Brazil (Bortoletto; Alcarde, 2015); its production is expanding in all Brazilian states. São Paulo is the largest producer on an industrial scale, while Minas Gerais is the largest producer of farm-made cachaça. A total of 9.8 million litres were exported to Europe and America, which is a market in expansion (Riachi et al, 2014).

The “cachaça” called of quality is produced only from the heart fraction of the distillation of fermented sugarcane broth, a fraction equal to 75% of the total distillate. Some producers take advantage of the other distillation fractions, head and tail, respectively 15% and 10% from the beginning and the end of the distillate volume, and turn them into farm fuel ethanol (Silva, 2007).

The production of sugarcane, cachaça and farm ethanol requires the use of energy in the forms (i) direct, which is the one spent in the agricultural operations of tillage, in cultivation tracts, irrigation, harvesting and internal transportation of the production, which is obtained mainly from fossil fuels and electricity, and (ii) indirect, which is involved in the manufacture of agricultural inputs used, as fertilizers and pesticides, and durable goods such as agricultural machinery, equipment and buildings (Kallivroussis et al, 2002).

The balance of the direct and indirect energies in the agricultural and industrial stages of the production, processing and industrialization of the sugarcane is of great importance; it permits to know which link in the production chain is the most energy expensive, thus allowing decision-making concerning the rational use of inputs.

As with any bio-energetic product, the farm production of fuel ethanol requires the use of inputs of fossil origin, thus requiring an analysis to determine the yield with respect to the energy input (Triana, 2011).

The fuel ethanol production on a small scale is presented by Nogueira (2008), Santos (2011), Silva (2012), Maroun (2013) and Bonato Filho (2013). So, Santos (2011) studied the energy and economic viability of the fuel ethanol production in a micro-distillery, concluding that the energy balance of its production obtained from sugarcane broth is favorable with an output / input ratio of 5.01, that is, an energy gain of 4.01.

Silva (2012), studying the production of farm fuel ethanol in the context of family farming from the experience of the Cooperbio cooperative, Caiçara- RS, found an unfavorable balance because the power input was obtained from wood instead of sugarcane bagasse, which was returned to the producer.

The present study was motivated by the few studies concerning the energy balance of the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol on a small scale, combined with their importance for the domestic (farm fuel ethanol) and external (quality cachaça) markets.

Thus, this research proposes to determine the energy costs of the integrated production of quality cachaça and fuel ethanol, by using data collected in a microdistillery located in the Zona da Mata of Minas Gerais, Brazil, as well as from bibliographic references.

Methodology

An inventory of the supplies and equipment used in the agricultural and the industrial phases of the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol of a farm producer that uses the head and tail wastes from the production of the cachaça to obtain fuel ethanol for self-utilization is made as shown by Roque (2015). The farm is located in the Zona da Mata of the state of Minas Gerais, Brazil.

Due to the need for detailed data necessary for this study, parts of them were obtained both from the published literature and catalogs of the equipment manufacturers, and through consultations with sugarcane producers. However, most of the information was obtained at the microdistillery under study, using data from its operations control and accounting, as well as interviews with the owner and the manager of the production unit.

The borders to determine the energy balance included the agricultural and industrial phases of the processing of the sugarcane, thus comprising the steps ranging from the planting to the production of the quality cachaça and the fuel ethanol (Figure 1).

The quality cachaça and farm fuel ethanol production data obtained from the owner of the micro-distillery are presented in Table 1, where and thereafter TC means tons of sugarcane.

The productivity achieved in the 2013/2014 harvest was 73.6 ton ha⁻¹ of sugarcane, which is close to the national average of 75 ton ha⁻¹ for the 2013/2014 season according to Conab (2014).

The sugar cane used in the micro-distillery was produced in the farm, which also owned all equipment utilized. The equipment, tools and vehicles used in the field operations were inventoried for each agricultural operation shown in Table 2. Due to the small-scale production the same equipment is used in different operations. Some field operations do not use specific machinery such as, e. g., for the application of fertilizer. For the field operations and for the agribusiness an eight-hour working day was considered.

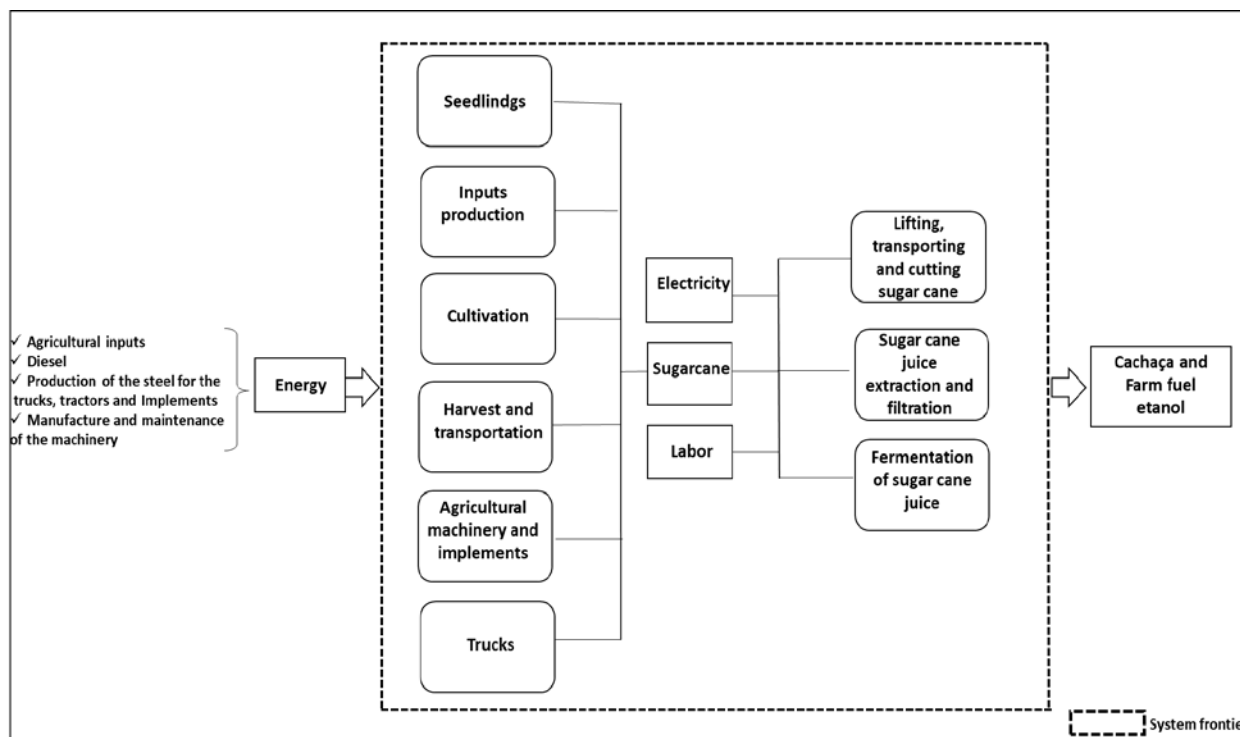


Figure 1. Agricultural and industrial steps considered in the energy balance.

Source: Adapted from Souza (2010).

Table 1. “Cachaça” and farm fuel ethanol production data of the micro-distillery in the 2013/2014 season.

Parameters	Unit	Quantity
Production of <i>cachaça</i>	L day ⁻¹	5,271.63
Production of fuel ethanol	L day ⁻¹	658.95
Average productivity of the cane production	t ha ⁻¹	73.60
Production area (non-contiguous)	ha year ⁻¹	50
Yield of “ <i>cachaça</i> ”	L TC ⁻¹	123.19
Yield of head and tail fuel ethanol	L TC ⁻¹	15.39
Industrial processing period	Days	86
Average time of distillation	hours day ⁻¹	8
Annual production of “ <i>cachaça</i> ”	L year ⁻¹	453.360
Annual production of fuel ethanol	L year ⁻¹	56.670

Table 2. Agricultural operations and machinery used in the production of sugarcane.

Agricultural operation	Implement type, tractor and truck
Sugar cane plant	
Mechanical eradication of soqueira (plowing)	Tractor 105 CV, Plow 3 discs
Harrowing (2x)	Tractor 105 CV, Harrow 18 discs
Internal transportation of inputs	Truck with 12 tons capacity
Soil corrective application	Tractor 105 CV, Spreader with capacity of 500 kg
Grooving	Tractor 105 CV, 2 lines groover
Fertilizer application *	-
Seedling cut*	-
Seedling transportation	Truck with 12 tons capacity
Unloading, distribution and rive *	-
Covering*	-
Crop without burning *	-
Cane charging with loader	Tractor 88 CV, loader
Sugar cane soca	
Chemical Weeding *	-
Fertilizer transportation	Truck with 10 tons capacity
Fertilizer application *	-

Note: * Manual operation.

Recently the owner changed the type of soil corrective for the sugarcane plant from limestone in the dosage of 2000 kg ha⁻¹ to agrisilicon with 1,500 kg ha⁻¹. Due to lack of information about the energy consumption in the production of agrisilicon, in this study the available values for limestone were used.

The data provided by the manufacturer regarding the time spent in the field operations and the fuel consumption are presented in Table 3. The fuel consumption of 10 L hour⁻¹ by the Santal loader was obtained by Souza (2010), and the average time of 20 minutes for loading a truck with an average capacity of 10 tons was supplied by the the farmer.

In the manual harvesting a man was considered to reap 3 tons (ha day)⁻¹. In the 2014 crop 3,680 tons of sugar cane were harvested, which were grown in plots with an average area of 5 hectares and at an average distance of 13 kilometers from the micro-distillery. The transportation of the sugarcane crop to the distillery was performed by three trucks with an average capacity of 10 tons each. The total distance traveled by the trucks was obtained by adding the number of trips from the plots to the plant, resulting 9970 km. The fuel consumption was computed using the average of 3.5 km L⁻¹ of Diesel oil for the empty truck, and 2.5 km L⁻¹ for the loaded one (Souza, 2010).

Table 3. Technical coefficients of sugarcane production to produce quality cachaça and farm fuel ethanol.

Farming operation	Tractor	Labor		Diesel	
	Power CV	Man	Tractorist Hours ha ⁻¹	(consumption) L h ⁻¹	L ha ⁻¹
Sugarcane plant					
Plowing ^[1]	105	–	2.16	13.07	28.23
Harrowing (2x) ^[1]	105	–	3.67	13.00	47.71
Soil corrective application ^[1]	105	0.50	0.50	13.32	6.66
Grooving ^[1]	105	–	3.17	12.98	41.15
Fertilizer application, cutting and loading of seedlings; unloading, distribution, rive and covering of sugarcane ^[1]	–	320.00	–	–	–
Manual harvest ^[1]	–	196.26	–	–	–
Subtotal	–	516.76	9.5	52.37	123.75
Sugarcane soca					
Chemical weeding ^[2]	–	5.16	–	–	–
Fertilizer application ^[3]	–	2.28	–	–	–
Subtotal	–	7.44	–	–	–
Truck loading of cut cane (loader) ^[1]	88	–	2.45	10.0	24.53
Total	–	24.20	11.95	62.37	148.24

Note: [1] Data obtained from the micro-distillery. [2] Obtained from a sugarcane producer in the Zona da Mata of Minas Gerais, Brazil. [3] Neves (1973).

The distances from the micro-distillery to the crop were used to determine the fuel consumption for the transportation of the raw materials used by the producer, that is, of the soil corrective soil, the fertilizer for soca and the sugarcane plants, as well as for the seedlings.

The fuel consumption for the transportation of the sugarcane and inputs was obtained through Equation 1.

$$C. C. \left(\frac{L}{ha} \right) = \frac{Q.t.(kg \text{ ha}^{-1})}{Cap.c.(kg)} \times \text{Dis. perc. (km)} \times C. m. \text{comb. (L km}^{-1}) \quad \text{Equation (1)}$$

Where:

C.C.: consumption of diesel oil;

Q.t.: amount of input transported;

Cap.c.: average capacity of the truck that transports the input;

Dis.perc.: round trip distance traveled between the micro-distillery and the crop; and

C.m.comb. average consumption of diesel oil per kilometer.

After the cutting of the sugarcane cultivation treatments of the soca cane such as chemical weeding and applying fertilizer application are effected. The weeding is done by using back carried sprayers with herbicides such as the Velpar K.

Table 4 shows the amounts of fertilizers, limestone, herbicide and diesel oil used in the sugarcane culture.

Table 4. Amount of inputs applied to the sugarcane culture.

Input	Fertilizer consumption, kg ha ⁻¹		Total consumption kg ha ⁻¹ [1]	Average consumption [2] kg (ha year) ⁻¹
	Cane plant 600 kg 00-25-15	Cane soca 500 kg 20-00-20		
Nitrogen N	-	100	500	83.33
Phosphate P ₂ O ₅	150	-	150	25.00
Potassium K ₂ O	90	100	590	98.33
Limestone	2000	-	2000	333.33
Herbicide	-	1.17	5.85	0.98
Diesel oil [3]	104.00	-	104.00	17.33

Note:[1] Refers to the sum of the amounts applied to the sugarcane plant plus five times the amount applied to the soca cane (500 = 0 + 5 x 100). [2] Annual average over the six-year cycle. [3] Taken from Table 3 here in kg (ha year)⁻¹, it does not include the transportation of sugarcane. The conversion of liter ha⁻¹ to kg ha⁻¹ uses 0.84 kg L⁻¹ as the density of the diesel oil (National Energy Balance, 2014).

Energy inventory of the agricultural and industrial phases

For the calculation of the indirect energies involved in the production of the agricultural inputs used in the sugarcane culture, the energy intensity factors indicated in BIOGRACE (2008) were used and are presented in Table 5.

Table 5. Energy intensity factors of the agricultural inputs applied in the sugarcane cultivation (BIOGRACE, 2008).

Parameter	Energy intensity	Unit
Nitrogen	48.99	MJ kg ⁻¹
Phosphate	15.23	MJ kg ⁻¹
Potassium	9.68	MJ kg ⁻¹
Limestone	1.97	MJ kg ⁻¹
Herbicides	268.40	MJ kg ⁻¹

The seedlings used in the sugarcane planting were produced at the farm, with an average of 12 tons per hectare; they were transported from their production site to the planting location by a 12 tons capacity truck.

The energy consumption in the production of the seedlings was computed as a fraction of the total energy used in the sugarcane production stages, which was proportional to the amount of seedlings used, as in Souza (2010) and the Equation 2.

$$E1 \left(\frac{\text{MJ}}{\text{ha year}} \right) = \frac{12 \text{ (tc ha}^{-1}\text{)}}{6 \text{ years}} \times \frac{1}{Pc} \left(\frac{\text{ha year}}{\text{tc}} \right) \times Ea1t1 \left(\frac{\text{MJ}}{\text{ha year}} \right) \quad \text{Equation (2)}$$

Where:

E1 - energy used in the production of seedlings;

Pc - average sugarcane productivity; and

Ea1t1 -energy total used in the planting (agricultural inputs, cultivation, harvesting, and agricultural machinery and implements).

For the calculation of the indirect energy due to the production of the machinery and agricultural implements used in the field operations, the methodology described in Bowers (1992) was adopted. It considers 86.77 MJ kg⁻¹ as the energy used in production of the raw materials added to the one required by the manufacturing process, and 8.8 MJ kg⁻¹ for the transportation and the distribution. Regarding the energy required for maintenance and repairs, the values for the type of machinery and implements used were utilized.

The methodology used in Santos (2011) was adopted for the calculation of the energy embedded in the trucks used to transport the inputs. The mass of each empty truck used to transport the inputs, the sugarcane and the seedlings was obtained by weighing them at the micro-distillery, thus determining the following values: 5770 kg, 7760 kg and 9160 kg. According to Souza (2010), 18% of the total truck mass corresponds to the tires and the remainder is considered as steel. In the present case, 62.79 MJ kg⁻¹ was considered as the energy incorporated into the steel, while the energy for the truck manufacture was 14.62 MJ kg⁻¹. With these values and the steel mass, the energy embodied in the steel and the truck manufacture was determined.

The energy spent with the maintenance and repair of the machinery was obtained by applying the repair and maintenance factor (R & M) of 60.7% on the total energy spent with the manufacturing and the materials used; also considered was a portion of energy related to the energetic costs of the labor and the maintenance by applying the 0.202 factor concerning these costs, as done by Santos (2011).

The energy embodied to the material added to the manufacturing should be adjusted to the useful life of the equipment. As by Santos (2011) the useful life coefficient of 0.82 was adopted. The adjusted energy was added to the repair and maintenance ones which, when divided by the useful life and the sugarcane productivity per hectare, determines the energy cost due to the use of the trucks.

The energy costs of labor were estimated for both the agricultural and the industrial phases. For the first one the work of the tractor driver and of the laborers (man hours) was recorded, and for the industrial phase the number of employees involved in the production of quality cachaça and farm fuel ethanol was recorded. The workforce involved in the industrial phase was 8 workers working 8 hours per day for 86 days a year. The energy factor used for human activities involved in the whole process (both phases) was 2.28 MJ h^{-1} per worker (Fluck, 1992).

For the harvest and loading of sugarcane stages it was assumed that one man reaps an average of three tons of raw sugarcane per day in an 8-hour working day, as informed by the producer. Loading the sugarcane to the truck was effected by a loader with an average time of 20 minutes to load a truck with a capacity of 10 tons.

The consumption of electricity in the industrial phase was estimated by the product of the rated power of each equipment versus its time of use, and assuming the motors adequate to their charge. The energy incorporated in the capital goods, as in Silva (2012), was not considered due to the difficulty in quantifying the mass and the type of material of the equipments.

The sugar cane arriving for processing at the micro-distillery is hoisted from the truck by means of a claw attached to a bridge crane and guided to the set of knives where it is chopped. The chopped sugarcane is driven by a conveyor to the mill where its broth is extracted and passes through a first filter. The broth is directed through channels into a stainless steel tank to decant, followed by filtering, and then mixed with water to achieve Brix 14%. After this procedure the juice is pumped into the fermentation vats which already contain the yeast, and staying there for an average of 36 hours.

The bagasse leaving the mill is driven by belts to power two boilers; these boilers provide steam for driving the steam engine that drives the mill and the slicer, and also for the distillation of the broth and the sterilization of the bottles for bottling the cachaça. The surplus bagasse is then belt-driven to a covered area where it is deposited.

After the fermentation time the wine is conducted to a stainless steel deposit from which it is pumped to the stills. After the distillation the heart fraction is pumped to the storage and aging

sector. The vinasse, the restilo and the wash water are pumped into a tank and subsequently to a storage tank. Table 6 shows the rated power of the engines used in these operations and their time of use per day.

Table 6. Electricity consumed in the industrial phase

Operation	Nominal Power (Kw)	Time of use (hours)
Hoisting of the sugarcane	3.68	0.6
Motion to centralize the lock	0.736	0.36
Motion of the lock by the bridge crane	1.472	0.6
Mincing of the culms (set of knives)	36.8	8
Transportation of the sugarcane to the mill	3.68	8
Transportation of the bagasse to the belt	2.208	8
Transportation of the bagasse to feed the first boiler	2.208	8
Transportation of the bagasse to feed the second boiler and the surplus to storage	2.208	8
First filtering	2.208	8
Second filtering	0.736	8
Pumping the broth to the fermentation trough	1.472	8
Pumping between troughs	1.472	8
Pumping of the fermented wine to the destilation	2.208	8
Pumping of the <i>cachaça</i> to the hogshead	0.368	8
Pumping of the vinasse, restilo and washing water to storage	2.208	8
Boiler ventilation	7.36	8
Water pumping to the boilers	4.42	3.49

The number of employees involved in the whole processing of the sugarcane was 8 workers, with 8 hours working hours per day for 86 days of production. The amount of bagasse and broth during the extraction was obtained by weighing a certain amount of sugarcane. This procedure was performed three times to obtain a mean value.

To calculate the amount of steam produced the value informed by the manufacturer of each boiler to be 2000 kg of steam per hour for each boiler was used, although it is known that the boiler did not operate at full throttle. The amount of bagasse necessary for the production of 4000 kg of steam per hour was determined according to equation 3:

$$Q_b = \frac{\dot{Q}_{\text{steam}} \cdot (h_v - h_a)}{\eta_{\text{boiler}} \cdot PC_{\text{Ibagasse}}} \quad \text{Equation (3)}$$

Where:

Q_{steam} = mass flow of steam, kg h⁻¹;

h_v = 2753 kJ kg⁻¹, assuming saturated steam $x = 1$ e $P = 552585$ kPa;

h_a = 188.9 kJ kg⁻¹, assuming water temperature at the boiler inlet as 45°C;

η_{boiler} = boiler yield, 66% (based on the manufacturer's catalog); and

PCI = inferior calorific power of bagasse with 50% b.u., 8916.18 kJ kg⁻¹ (EPE, 2014).

To calculate the average power consumption in the cycle, the number of times that the input and/or the equipment was used in this cycle was utilized; some of them were applied once, while others were applied five times.

The output/input energetic ratio was obtained by taking the ratio between the energy contained in the biofuel plus the surplus bagasse (output), and the total energy expended for the integrated farm fuel ethanol production (input).

To determine the rate of renewability of the farm fuel ethanol the Energy Renewability Efficiency (ErenEf) indicator suggested by Malça and Freire (2006), Equation 4, was used. An ErenEf between 0 and 1 indicates that biofuel is renewable; values below 0 indicate that the biofuel is non-renewable, and consequently it is not recommended to replace a fossil fuel.

$$ERenEf = \frac{(FEC - E_{in,fossil,prim})}{FEC} \quad \text{Equation (4)}$$

Where:

FEC - energy content of the biofuel, MJ kg⁻¹;

$E_{in,fossil,prim}$ - total of accumulated fossil inputs in terms of primary energy, MJ kg⁻¹.

Results and discussion

The results presented in this article can be found in detail in Roque (2015).

Energy balance- Agricultural phase

The average annual amount of fertilizer applications, limestone and herbicide with the fossil energy used in their production are shown in Table 7.

The nitrogen fertilization was responsible for over 64% of the total indirect energy due to the use of synthetic fertilizers. This fact shows the importance of the replacement of the synthetic nitrogen fertilizers by less energy-intensive ones, such as the organic fertilizers.

Vinasse, waste generated in the production of cachaça and stored in tanks, can be used to fertilize sugar cane through fertigation, reducing the need for conventional fertilizers.

The amounts of energy embedded in the agricultural equipment used in the cultivation of sugar cane are shown in Table 8.

Table 7. Amount of the fossil energy consumption in the production of the fertilizers, limestone and herbicide used in the production of the sugarcane.

Input	Amount. kg (ha year) ⁻¹	Energy factor ^[1] MJ kg ⁻¹	Energy MJ (ha year) ⁻¹	Energy MJ TC ⁻¹	%
Nitrogen	83.33	48.99	4082.34	55.47	64.4
Phosphate	25	15.23	380,75	5,17	6,0
Potassium	98.33	9.68	951.83	12.93	15.0
Limestone	333.33	1.97	656.67	8.92	10.4
Herbicide	0.98	268.40	263.03	3.57	4.2
Total	-	-	6334.62	86.1	100

Note: [1] BIOGRACE (2008).

Table 8. Amounts of energy embedded in the agricultural equipment used in the cultivation of sugarcane.

Machinery and implements	Total Mass (kg) ^[1]	Manufacture Energy (MJ)	Transportation (MJ)	Repair + Maintenance Energy (MJ)	Equipment Lifespan (hours)	Adjusted Energy with the Lifespan (MJ h ⁻¹)	Hours per ha (h ha ⁻¹)	Energy (MJ ha ⁻¹)	%
Tractor 105 cv	5936	515066	52237	252382	12000	68.31	9.5	648.95	18.91
Plow 3 discs	470	40782	4136	39558	1400	60.34	2.16	130.33	3.80
Harrow 18 discs	4385	380468	38588	232096	1400	465.12	3.67	1707	49.75
Spreader With 500 kg capacity	295	25597	2596	14078	1400	30.19	0.50	15.09	0.44
Trencher with 2 lines	295	25597	2596	14078	1400	30.19	3.17	95.70	2.79
Loader	2800	242956	24640	133626	1400	286.59	2.45	702.14	20.46
Tractor 88 cv	4675	405649	41140	198768	12000	53.79	2.45	131.79	3.84
Total								3431	100

Note: [1] Obtained from manufacturers catalogs.

The energy cost of the agricultural machinery and implements of 3.431 MJ ha^{-1} that was obtained, if compared to the 1.110 MJ ha^{-1} found by Souza (2010), seemed to be too high because the worked area was small when compared to the one of the large power plants; however, these results are difficult to compare due to the different methodologies employed, as well as the lifespans and energy intensity factors considered, and the size of the area.

Table 9 presents the energy costs of the trucks employed in the internal transportation of the inputs and seedlings, and the transportation of the sugarcane from the crop to the micro-distillery.

Table 9. Average energy cost with trucks

Trucks	
Weight of the trucks steel (kg)*	18605
Energy of the material (MJ ha^{-1})	23364
Energy of the manufacturing (MJ ha^{-1})	5440
Energy for repair and maintenance (R&M) (MJ ha^{-1})	3532
Energy for material + manufacture corrected by the lifespan (MJ ha^{-1})	23619
Lifespanl	10
Energy Cost (MJ TC^{-1})	36.48

*Note: * value obtained from the tares of the 3 trucks employed.*

The energy costs for the trucks without considering the energy embedded in the tires, for a density of use of 372.1 kg ha^{-1} (three trucks) was 36.48 MJ TC^{-1} .

Knowing that the sugarcane productivity was 73.6 tons per hectare (Table 1), it follows that the energy cost for the machinery and implements was 46.61 MJ TC^{-1} , while it was 36.48 MJ TC^{-1} for that one required by the trucks used to transport the supplies, sugarcane and seedlings. Thus, the energy value of the machines and agricultural equipment utilized was 83 MJ TC^{-1} , which is less than the $100.38 \text{ MJ TC}^{-1}$ found by Santos (2011). However, the comparison of these figures is difficult due to the different methodologies, the lifespan and the power factor adopted, as well as the size of the area planted with sugarcane.

The fuel consumption in the transport of the inputs and of the sugarcane from the crop to the micro-distillery is shown in Table 10. Although at the time of the research in Brazil 11% of biodiesel were added to the mineral diesel, for the calculations only 5%, when this study was carried out, was considered. With this percentage for each ton of diesel resulted 11% of

methanol. Table 11 presents the energy consumption related to the use of fossil fuels in the farm operations and the transportation of sugarcane to the micro-distillery.

Table 10. Fuel consumption

Operation	Diesel Oil	
	(L ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹) ^[4]
Internal transportation of the limestone	1.77 ^[1]	1.49
Internal transportation of the fertilizer for the cane soca	0.44 ^[1]	0.37
Internal transportation of the fertilizer for the cane plant	0.53 ^[1]	0.45
Transportation of the cane by the loader	24.53 ^[2]	20.60
Transportation of the seedlings	5.00 ^[3]	4.2
Transportation of the cut cane to the micro-distillery	65.06 ^[1]	54.65
Total	97.33	81.76

Note: [1] Values obtained through equation 1, using the Table 4 data and considering the average distance of 13 km from the crop to the distillery. [2] Table 3 [3] Producer. [4] To convert L ha⁻¹ to kg ha⁻¹ multiply by the specific mass of the diesel oil 0.84 kg L⁻¹ (Balanço Energético Nacional, 2014).

Table 11. Average annual consumption of energy related to fossil fuel use in the agricultural operations of the sugarcane culture and the transportation of the cane and inputs

Categories	Quantity (L ha ⁻¹ year ⁻¹)	Diesel energy fator (MJ L ⁻¹)	Methanol percentage in diesel (%)	Power factor in the manufacture of methanol (MJ L ⁻¹) ^[2]	Total energy (MJ ha ⁻¹ year ⁻¹)	%
Agricultural operations	20.63	47.78	11	26.1864	939.39	21.30
Loader	20.44	47.78	11	26.1864	930.74	21.10
Sugarcane transportation to the micro-distillery	54.22	47.78	11	26.1864	2468.91	55.97
Sugarcane plant fertilizer transportation to the micro-distillery	0.08	47.78	11	26.1864	3.64	0.08
Caná soca fertilizer transportation	0.37	47.78	11	26.1864	16.85	0.38
Limestone and seedlings transportation	1.13	47.78	11	26.1864	51.45	1.17
Total					4410.98	100

Note: [1] Average of the 6 years cycle. [2] BIOGRACE (2008).

The average fuel consumption of the transportation means used by the producer, 54.22 L (ha year)⁻¹, was below the 218.25 L (ha year)⁻¹ found by Maroun (2013). This is because Maroun used as mean of transportation a tractor coupled to buckets with a capacity of only 2 to 2.5 tons of sugarcane, instead of the three 10 ton trucks of this study.

The Table 12 the amounts total energy of all field operations, including transportation and labor.

Table 12. Total energy of all field operations and labor

Category	Energy Consumption MJ (ha year) ⁻¹	Energy consumption MJ (TC year) ⁻¹	Energy consumption %
Fertilizers	5414.92	73.57	30.01
Limestone	656.67	8.92	3.64
Herbicide	263.03	3.7	1.46
Agricultural machinery and implements	3.431	46.62	19.02
Trucks	2685.1	36.48	14.88
Fuel in agricultural operations	929.39	12.63	5.15
Sugarcane transportation	2468.91	33.54	13.68
Internal transportation inputs	277.31	3.77	1.54
Transportation by the loader	930.74	12.65	5.16
Labor ^[1]	508.82	6.91	2.82
Seedlings	477.33	6.48	2.64
Total	18043.22	245.14	100

Note: [1] Includes the manual harvesting labor

In the agricultural phase the energy consumption was 245.14 MJ TC⁻¹, which is close to the 210.6 MJ TC⁻¹ reported by Seabra (2008) for large power plants, but it is smaller than the 335.43 MJ TC⁻¹ found by Souza (2010). The energy consumption was high due to both the use of nitrogen fertilizers, and the use of fossil fuel in the transportation of the sugarcane to the crop.

Energy balance- Industrial phase

The electricity consumption in the industrial phase is presented in Table 13, computed with the nominal power and the time of use of each equipment utilized in the processing of the sugarcane for the production of *quality cachaça* and *farm fuel ethanol*. The values were estimated by adopting for the energy balance the consumption obtained in the electricity bills of the micro-distillery for the production period. The consumption registered in the invoices was 552.62 kWh ha⁻¹, corresponding to 7.51 kWh TC⁻¹. As the plant in question does not generate electricity, the value obtained was considered as an entry into the energy balance of the quality cachaça and the farm fuel ethanol.

Table 13. Electrical energy consumption

Operation	Rater power (kw)	Usage Time (h day ⁻¹)	Production days (days)	Total area (ha)	Energy consumption per hectare (kWh ha ⁻¹)
Sugarcane hoisting	3.68	0.6	86	50	3.798
Motion to centralize the heap cane	0.736	0.36	86	50	0.456
Motion of the heap cane by the brigde crane	1.472	0.6	86	50	1.519
Mincing of culms (knife set)	36.8	8	86	50	506.4
Transportation of the sugarcane to the mill	3.68	8	86	50	50.64
Transportation of bagasse to the running conveyor	2.208	8	86	50	30.38
Transportation of bagasse to the first boiler	2.208	8	86	50	30.38
Transportation of bagasse to the second boiler and the surplus to the deposit	2.208	8	86	50	30.38
First filtering	2.208	8	86	50	30.38
Second filtering	0.736	8	86	50	10.13
Pumping of the broth to the fermentation trough	1.472	8	86	50	20.25
Pumping between troughs	1.472	8	86	50	20.25
Pumping the fermented wine for for distillation	2.208	8	86	50	30.68
Pumping of <i>cachaça</i> to the tun	0.368	8	86	50	5.064
Pumping of vinasse, restyl and wash water for the storage	2.208	8	86	50	30.38
Boiler ventilation	7.36	8	86	50	101.3
Pumping water for the boiler	4.42	3.49	86	50	26.53
Total	-	-	-	-	928.617

The average of bagasse produced per ton of ground sugarcane was 432 kg, and as during the 2013/2014 season 3680 tons of sugarcane were ground, resulted the production of 1589.760 tons of bagasse. The thermal energy for the distillation of the wine was exclusively generated by burning the bagasse resulting from the extraction of the sugarcane juice, thus yielding according to Equation 3 a total of 1199.184 tons of bagasse that were used in the furnace of the boiler for steam generation. Table 14 shows the amount of biomass and energy used.

Table 14. Thermal energy consumption in the production of farm fuel ethanol

Biomass	Amount (kg year ⁻¹)	PCI (MJ kg ⁻¹) ^[1]	Energy (MJ year ⁻¹)	Energy (MJ ha ⁻¹ year ⁻¹)
Bagasse	1200000	8.9	10680000	213600

Note: [1] EPE (2013).

Table 15 shows the energy consumption in the industrial phase related to the production of quality cachaça and farm fuel ethanol, including the labor. The energy from the bagasse was not considered because it was an input generated within the system itself.

Table 15. Energy consumption in the industrial phase of quality cachaça and farm fuel ethanol

Itens	Energy consumption MJ (ha year) ⁻¹	Energy consumption MJ TC ⁻¹
Labor	250.98	3.41
Electric energy	1989.432	27.03
Total	2240.412	30.44

In the industrial phase the highest energy consumption was of electricity in the production of quality cachaça and farm fuel ethanol. In similar studies it was observed that the highest energy consumption in the industrial phase resulted from the use of biomass, as shown by Silva (2012), which uses firewood for the thermal energy production. An alternative presented to reduce the energy consumption, is the use of firewood just to start the combustion of the bagasse, as shown by Santos (2011).

In the present study, the energy consumption in the industrial phase was 30.44 MJ TC⁻¹, below the 109.47 MJ TC⁻¹ determined by Santos (2011), but whose average productivity of sugarcane and harvested area were smaller; Santos (2011) also considered the energy embodied in the buildings and equipment. Moreover, in the current study the energy of capital goods was not considered, such as done by Silva (2012).

Table 16 presents the consumption of energy in the agricultural and the industrial phases of the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol and their respective participation.

Regarding the energy required for the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol, the agricultural phase was the one corresponding to the highest energy demand, accounting for 88.95%.

Table 16. Shares of the agricultural and industrial phases in the total energy consumption in the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol

Category	Energy (MJ ha ⁻¹ year ⁻¹)	Percentage (%)
Agricultural phase	18043.22	88.95
Industrial phase	2240.41	11.05
Total	20283.63	100

Energy balance of the production of sugarcane and bagasse

Table 17 shows the energy content of the inputs and the outputs in the process of extraction of the sugarcane broth for the production of quality cachaça and farm fuel ethanol.

Table 17. Energy content of the inputs and the outputs in the production of the sugarcane juice

Processes	Input (MJ TC ⁻¹)	Output (MJ TC ⁻¹)
Agricultural phase	254.14	-
Industrial phase	-	-
Bagasse ^[1]	-	3.845
Broth ^[2]	-	1.643
Total	254.14	5.488
Balance		+5242.83

Note: [1] Bagasse production: 432 kg TC⁻¹ (Producer). [2] sugarcane juice production: 640 L TC⁻¹ (Producer), PCI broth: 2,595.32 kJ kg⁻¹ (EPE, 2014), specific mass of the broth: 989 kg m⁻³ (Silva, 2012).

The positive value presented in the energy balance of the extraction of the sugarcane juice is due to the large volume of bagasse generated per ton of sugarcane crushed. Silva (2012), with mobile milling driven by tractor, also determined a positive balance for this extraction: 5382 MJ TC⁻¹.

The energy contained in the surplus bagasse (bagasse not burnt in the boilers) is shown in Table 18.

Table 18. Energy contained in the surplus bagasse

Category	Annual, quantity (kg)	Inferior calorific power (MJ kg ⁻¹)	Total energy (MJ)	Energy per ton of sugarcane – TC (MJ TC ⁻¹)
Surplus bagasse	389.760	8.9	3468.864	942.626

Note: [1] EPE (2014).

Table 19 shows the energy inputs and outputs of the integrated production system of the farm fuel ethanol; also, it shows the resulting output/input ratio between (i) the energies contained in the farm fuel ethanol and in the by-products generated in its production (bagasse), and (ii) the energy existing in the system inputs.

Table 19. Energy inputs and outputs in the farm fuel ethanol production system

Category	Input (MJ TC ⁻¹)	Output (MJ TC ⁻¹)
Agricultural phase	245.14	-
Industrial phase	30.44	-
Farm fuel ethanol	-	328.32 ^[1]
Surplus bagasse	-	942.63
Total	275.58	1270.95
Output/input ratio		4.61

Note: [1] Farm fuel ethanol: PCI = 26.37 MJ kg⁻¹; specific mass = 0.809 kg L⁻¹ (Santos, 2011). TC – ton of sugarcane.

The output/input ratio computed shows that for each unit of input energy 4.61 units, that are contained in the farm fuel ethanol and the surplus bagasse, are obtained. The surplus bagasse is employed (steam) at the plant for the sterilization of the bottles for bottling the quality cachaça. The energy gain obtained by Santos (2011) was 4.01, that is, the estimated output / input analysis was 5.01: 1. In large distilleries, as the bagasse is used to generate electricity, the output/input ratio is around 9.0 (Boddy et al, 2008).

Considering that all the energy input in the system is fossil and disregarding the electricity consumed in the production of quality cachaça and of farm fuel ethanol - because in Brazil about 70% of the energy supply is hydroelectric (EPE, 2014), the resulting energy indicator was 0.27 (equation 4), thus showing that the farm fuel ethanol produced in the integrated system is a renewable fuel.

Conclusions

The energy costs for the production of sugarcane were 245.14 MJ TC⁻¹, considering the transportation of the sugarcane from the crop to the micro-distillery, and the internal transportation of inputs and seedlings. The category that demanded the highest energy consumption was the use of nitrogen fertilizers and limestone in the sugarcane cultivation, followed by fossil fuel consumption when considering its use in the transportation of the sugarcane from the crop to the micro-distillery.

In the industrial phase, the energy cost was 30.44 MJ TC⁻¹, thus yielding a positive energy balance in relation to the produced farm fuel ethanol and the surplus bagasse.

The energy used to produce the quality cachaça equals to 80% of the total expenditure in the agricultural and industrial phases of the integrated production of quality cachaça and farm fuel ethanol, that is, 197.11 MJ TC⁻¹ and 24.35 MJ TC⁻¹, respectively.

The energy cost of the production of farm fuel ethanol from the head and tail by-products of the distillation was 48.03 MJ TC⁻¹ in the agricultural phase and 6.09 MJ TC⁻¹ in the industrial phase.

Thus, the farm fuel ethanol is a renewable fuel, since the renewability factor is 0.27.

References

- Biograce (2008) Biofuel Greenhouse Gas Emissions in Europe. <http://www.biograce.net>
- Bonato Filho, G.G.(2013) *Produção de álcool combustível a partir de subprodutos da fabricação de cachaça para associação de produtores*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 98 pp.
- Boddy, R. M., Soares, L. H. B., Alves, B. J. R., Urquiaga, S (2008). Bio-Ethanol Production in Brazil. In: Pimentel, D (Ed.). *Biofuels, solar and wind as renewable energy systems*. 321-356 (Chapter 13), New York.
- Bortoletto, A. M., Alcarde, A. R. (2015) Assessment of chemical quality of Brazilian sugar cane spirits and cachaças. *Food Control*, **54**, 1-6. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2015.01.030>
- Bortoletto, A. M., Silvello, G. C., Alcarde, A. R. (2015) Chemical and microbiological quality of sugar cane juice influences the concentration of ethyl carbamate and volatile congeners in cachaça. *Journal of The Institute of Brewing*, **121**, 251-256. <https://doi-org.ez43.periodicos.capes.gov.br/10.1002/jib.213>
- Bowers, W. (1992) Energy of human labor. In. B. A. Stout (Ed.), *Energy in world agriculture*, Agricultural Engineering Department, College Station, TX. USA, 117-219.
- CONAB, Companhia Nacional de Abastecimento (2014) Acompanhamento da Safra Brasileira de Cana-de-Açúcar. Quarto Levantamento, Brasília, 1-14.
- EPE, Empresa Brasileira de Energia (2014) *Balanço Energético Nacional 2014: ano base 2013*. Rio de Janeiro: MME/EPE 2014.
- Fluck, R. C. (1992) Chapter 3: Energy of human labor. In *Energy in world agriculture*, B. A. Stout, Agricultural Engineering Department, College Station, TX. USA, 31-36.
- Kallivroussis, L.; Natsis, A. And Papadakis, G. (2002) The Energy Balance of Sunflower Production for Biodiesel in Greece. *Biosystems Engineering*, **81**(3), 347–354. <https://doi.org/10.1006/bioe.2001.0021>
- Riachi, L.G., Santos, Â., Moreira, R.F.A., Maria, C.A.B. (2014) A review of ethyl carbamate and polycyclic aromatic hydrocarbon contamination risk in cachaça and other Brazilian sugarcane spirits. *Food Chemistry*, **149**, 159-169. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.10.088>
- Malça, J., Freire, F. (2006) Renewability and life-cycle energy efficiency of bioethanol and bio-ethyl tertiary butyl 558 ether (bioETBE): Assessing the implications of allocation. *Energy*, **31**(15), 3362-3380. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2006.03.013>
- Marchesan Tatu (2013). *Manual de Instruções*. Matão, SP.
- Maroun, M. R. (2013) *A produção integrada de etanol e alimentos por camponeses como uma oportunidade para o desenvolvimento rural sustentável do Rio Grande do Sul*. Tese (Doutorado em Planejamento Energético)

Programa de Pós graduação Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro- RJ, 227 pp.

Neves, A. A. (1973) Estudo econômico e agrícola dos plantios manual e motomecanizado da cana de açúcar. Anais da E.S.A." Luiz de Queiroz", XXX, 105- 127.

Nogueira, R. M. (2008) *Análise da Produção Sustentável de Álcool Combustível, Aguardente e Leite, a partir da Cana-de-Açúcar*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 84 pp.

Roque, R. P. (2015) *Balço de energia e de emissões da produção integrada de cachaça de qualidade e biocombustível*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 79 pp

Santa Izabel (2015a) Manual técnico: Arado reversível Santa Izabel- ARS. São João da Boa Vista- SP.

Santa Izabel (2015b) Manual técnico: Distribuidora de calcário Santa Izabel. São João da Boa Vista- SP.

Santa Izabel (2015c). Manual técnico: Sulcador Santa Izabel. São João da Boa Vista- SP.

Santal (2015). Manual Técnico: Linha Santal CMP - Carregadora de Açúcar. Ribeirão Preto- SP, 2015.

Santos, R. E. R. dos. (2011) *Análise da viabilidade energética e econômica da produção de etanol em microdestilarias*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica) - Curso de Pós Graduação em Engenharia de Energia pela Universidade Federal de Itajubá, Itajubá-MG, 112 pp.

Seabra, J. E. A. (2008) *Avaliação técnico econômica de opções para o aproveitamento integral da biomassa de cana no Brasil*. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Curso de Pós Graduação de Engenharia Mecânica pela Universidade Estadual de Campinas, Campinas- SP. 274 pp.

Silva, J.S. (2007) Produção de álcool combustível na fazenda e em sistema cooperativo. Editora- Viçosa, MG, v. 1, 168 pp.

Silva, O. C. (2012) *Uma avaliação da produção de álcool combustível de fazenda no contexto da agricultura familiar a partir da experiência da Cooperbio*Tese (Doutorado em Energia) - Curso de Pós-Graduação em Energia da Universidade de São Paulo (USP), São Paulo-SP, 142 pp.

Souza, S. P. De. (2010) *Produção integrada de biocombustíveis: uma proposta para reduzir o uso de combustível fóssil no ciclo de vida do etanol de cana de açúcar*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos de São Pailo, São Carlos-SP, 142 pp.

Triana, C.A.R. (2011) Energetics of Brazilian ethanol: Comparison between assessment approaches. *Energy Policy*; **39**(8) 4605–13. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.05.001>

Valtra (2015a) Manual Técnico: Linha Média BM100. Mogi das Cruzes, SP.

Valtra (2015b) Manual técnico: Linha Leve A850. Mogi das Cruzes, SP.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

OTIMIZAÇÃO DA EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO EM EFLUENTE DE REATOR TIPO UASB POR MEIO DA FAD E DA SEDIMENTAÇÃO

* Daiane Cristine Kuhn¹
Carlos Raphael Pedroso²
Carlos Magno de Sousa Vidal³
Jeanette Beber de Souza³

OPTIMIZATION OF EFFICIENCY IN THE REMOVAL OF PHOSPHORUS IN EFFLUENT FROM UASB TYPE REACTORS THROUGH FAD AND SEDIMENTATION

Recibido el 22 de abril de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors have low efficiency in removing phosphorus, organic matter and pathogens, requiring the use of a post-treatment to improve the quality of the effluent. The excessive supply of nutrients is one of the main causes of water eutrophication. Thus, dissolved air flotation (DAF) and sedimentation were investigated in the post-treatment of the UASB reactor effluent, aiming at the removal of phosphorus, chemical oxygen demand (COD) and turbidity. The characterization of raw sewage and UASB reactor effluent from the Sewage Treatment Station was carried out. Tests with UASB type reactor effluents were carried out on a bench scale (flotatest) where FeCl_3 dosages (0, 50 and 100 mg L^{-1}) and flotation speeds (5, 8 and 15 cm min^{-1}) were tested in DAF, and the FeCl_3 dosages (0, 50 and 100 mg L^{-1}) and sedimentation time (30, 45 and 60 minutes) in the sedimentation through the factorial design of experiments, with total phosphorus, soluble phosphorus, total chemical oxygen demand (COD), soluble chemical oxygen demand and turbidity. The FeCl_3 100 mg L^{-1} dosage was more effective in the two types of post-treatment, with removal efficiencies of total and soluble phosphorus: 87.8% and 92% in DAF and 90.2% and 92% in sedimentation, respectively. The post-treatment tests by dissolved air flotation and sedimentation without the use of FeCl_3 do not show good results in removing the studied parameters. The interference of FeCl_3 measurements in the removal of the studied parameters is more important than the interference of surface application rates. Both technologies presented excellent performance.

Keywords: post-treatment of sewage, physical-chemical treatment, phosphorus, COD, turbidity.

¹ Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil.

² Departamento de Ciências Florestais, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Av. Deputado Heitor de Alencar Furtado, 5000, Campo Comprido, Curitiba, Paraná. 81280-340. Brasil. Email: daiackuhn@gmail.com

Resumo

Os reatores UASB apresentam baixa eficiência na remoção de fósforo, matéria orgânica e patogênicos, sendo necessário o emprego de pós-tratamento para melhoria da qualidade do efluente. O aporte excessivo de nutrientes é uma das principais causas da eutrofização das águas. Dessa forma, investigou-se a flotação por ar dissolvido (FAD) e a sedimentação no pós-tratamento do efluente de reator UASB, visando a remoção de fósforo, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez. Realizou-se a caracterização de esgoto bruto e do efluente de reator UASB proveniente de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário. Os ensaios com efluente de reator tipo UASB foram realizados em escala de bancada (flotatestes) onde testaram-se dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm min^{-1}) na FAD; e as dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e tempo de sedimentação (30, 45 e 60 minutos) na sedimentação por meio do planejamento fatorial de experimentos, tendo como variáveis respostas o fósforo total, fósforo solúvel, DQO solúvel, DQO total e turbidez. A dosagem de 100 mg L^{-1} de FeCl_3 apresentou-se mais efetiva nos dois tipos de pós-tratamento, com eficiências de remoção de fósforo total e solúvel de: 87.8% e 92% na FAD e 90.2% e 92% na sedimentação, respectivamente. Os ensaios de pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e sedimentação sem o uso de FeCl_3 não apresentaram bons resultados na remoção dos parâmetros estudados. A interferência das dosagens de FeCl_3 na remoção dos parâmetros estudados é mais importante que a interferência das taxas de aplicação superficial. Ambas tecnologias resultaram ótimo desempenho.

Palavras chave: pós-tratamento de esgoto, tratamento físico-químico, fósforo, DQO, turbidez.

Introdução

A eutrofização tornou-se um problema mundial com a quantidade de nutrientes que é descarregada nos corpos d'água, causando degradação do ambiente devido a ocorrência de maré vermelha e algas verde azuladas que podem levar a morte de animais aquáticos (Boeykens *et al.*, 2017). Acredita-se que o fósforo seja uma das principais razões para a eutrofização. A emissão de fósforo está relacionada com o aumento do uso de fertilizantes, sendo responsável por cerca de 30-50% da eutrofização na água. Portanto, a remoção de fósforo da água é importante para minimizar a eutrofização dos corpos d'água (Huang *et al.*, 2017, Liu *et al.*, 2017, Fang *et al.*, 2018, Kolarik *et al.*, 2018).

A remoção de nutrientes no tratamento de efluentes é considerada fundamental para proteção dos cursos de água. O acúmulo de fósforo leva a mudanças nos ecossistemas terrestres, aquáticos e marinhos, por eventos de eutrofização e conseqüentemente a formação de ambientes anóxicos. De acordo com Karczmarczyk *et al.* (2014), 1 g de fosfato liberado em corpos d'água promove o crescimento de até 100 g de algas, aumentando a eutrofização da superfície de água.

O reator anaeróbio do tipo UASB é amplamente utilizado no Brasil como solução para tratar esgotos sanitários. Todavia, conforme Chernicharo (2016), os reatores anaeróbios apresentam algumas limitações: o efluente geralmente não atende aos padrões de qualidade e de lançamento estabelecidos na legislação ambiental brasileira, devido à baixa remoção de macronutrientes como nitrogênio e fósforo e à densidade elevada de patogênicos. Não obstante, o efluente destas unidades apresenta concentrações de matéria orgânica e de sólidos ainda elevadas (Mota, Von Sperling, 2009).

Existem diferentes técnicas para remoção de fósforo, como a remoção biológica, precipitação química (Song *et al.*, 2016, Wang *et al.*, 2016), e existem também métodos de combinação de sistemas de tratamento anaeróbio com sistemas que atuam como pós-tratamento, produzindo efluente de melhor qualidade, propiciando vantagens econômicas e ambientais (Santos, 2006). Como alternativa empregada com sucesso no pós-tratamento de reatores anaeróbios, podem ser citados os tratamentos físico-químicos com uso de coagulantes, como sedimentação de partículas e a flotação por dissolvido (FAD). A necessidade de grandes áreas para instalações de lagoas e outros reatores biológicos no pós-tratamento de efluentes de UASB torna-se uma desvantagem em muitas ocasiões, quando se tem baixa disponibilidade de área e necessidade de elevada remoção de fósforo, situações essas que podem ser atendidas com unidades de sedimentação ou flotação.

Os processos de coagulação e floculação possibilitam que as partículas coloidais se agreguem e adquiram diâmetro físico tal que confirmam velocidade de sedimentação elevada o suficiente para serem removidas por sedimentação gravitacional. A sedimentação das partículas suspensas propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, separação das fases líquida e sólida (Ferreira Filho, 2017).

Além da sedimentação, a FAD é uma alternativa eficiente no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica, principalmente na redução dos níveis de DQO (demanda química de oxigênio), sólidos suspensos e fósforo. Além disso, a FAD é caracterizada por unidades compactas devido ao menor tempo de detenção hidráulica e as altas taxas de carregamento aplicadas, o que reflete em tanques de floculação menores, o que impacta em custos mais baixos de construção, quando comparados a processos convencionais de tratamento (Santos e Daniel, 2017).

Diante deste cenário, neste estudo foi avaliada a eficiência da coagulação/floculação/sedimentação (CFS) e a eficiência da coagulação/floculação/flotação (CFF) na remoção de DQO, turbidez e fósforo de efluente de reator tipo UASB. Desta forma, foi possível determinar as dosagens ótimas do coagulante FeCl_3 e comparar custos com a adição deste coagulante.

Material e métodos

Realizaram-se seis coletas de esgoto bruto e do efluente do reator tipo UASB ao longo de seis meses na Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário da cidade de Irati – PR. O efluente foi caracterizado para os seguintes parâmetros: pH (4500_H⁺), turbidez (uT) (2130 B), demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) (4500-OC e 5210 B), demanda química de oxigênio total e solúvel (mg L^{-1}) (5220_D), fósforo total e solúvel (mg L^{-1}) (4500_P) de acordo com procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012) e Rice *et al.* (2012). As determinações foram feitas em triplicata.

Ensaio de flotação e sedimentação

Os tratamentos por meio de CFS e CFF foram realizados em batelada em equipamento flotateste - Nova Ética, modelo 218-3 LDB, de acordo com a metodologia proposta por Di Bernardo *et al.* (2011). O equipamento flotateste é constituído por uma câmara de pressurização, 3 jarros de 2 L cada, conjuntos de dosagem e coleta e motor-agitador que promove rotação e causa movimento da massa líquida, sendo possível realizar ensaios de flotação e de sedimentação.

As condições operacionais adotadas pra realização dos ensaios de flotação e sedimentação foram baseadas em valores disponíveis na literatura (Penetra, 2003, Santos, 2006, Di Bernardo *et al.*, 2011): gradiente de mistura rápida (Gmr): 600 s^{-1} , tempo de mistura rápida (Tmr): 10 s, gradiente de floculação (Gf): 40 s^{-1} , tempo de floculação (Tf): 20 min, percentual de recirculação (R): 20%, pressão de saturação (Psat): 5 bar, tempo de saturação (Tsat): 10 min. O coagulante utilizado nos ensaios foi o cloreto férrico (FeCl_3) diluído a partir de uma solução mãe de 20 g L^{-1} . O pH do efluente do reator tipo UASB não foi corrigido e manteve-se 7.0 (0.12).

Análise estatística dos dados

O estudo foi realizado com arranjo fatorial 3^2 – experimento fatorial com delineamento, constituído por dois fatores e três níveis para cada tipo de pós-tratamento. Na FAD, os fatores foram concentração de FeCl_3 e velocidade de flotação, que compreenderam três níveis cada, sendo três concentrações de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg L^{-1}) e três velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm min^{-1}) de acordo com estudos encontrados na literatura. Na sedimentação, o arranjo fatorial foi semelhante. Neste caso variaram-se as mesmas três dosagens de cloreto férrico e três tempos de sedimentação (30, 40 e 60 min).

Os dados obtidos foram previamente verificados quanto à normalidade por meio do Teste de Shapiro-Wilk, com nível de significância de 5% ($p\text{-valor} < 0,05$). Após a verificação da normalidade, foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) e o pós-teste de Tukey dos resultados obtidos para avaliar o efeito dos fatores que influenciam na variável em estudo e a interação entre eles. As variáveis respostas determinadas foram: turbidez, DQO solúvel, DQO total, fósforo solúvel e fósforo total.

Visando gerar superfícies de resposta, utilizou-se o delineamento experimental do tipo Box-Behnken para investigar o efeito da combinação de dois fatores com três níveis (Box e Behnken, 1960).

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* Statistica 10.0 (durante o período da licença gratuita).

Resultados e discussões

Caracterização do esgoto bruto e do efluente do reator UASB

Os resultados da caracterização físico-química do esgoto bruto e do efluente do reator tipo UASB são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização físico-química do esgoto bruto e efluente do reator tipo UASB (n = 6).

Parâmetro	Esgoto Bruto	Efluente UASB
pH	7.2 (0.1)*	7 (0.12)
Turbidez (uT)	216.2 (86.2)	103.2 (16.9)
DBO (mg L ⁻¹)	441 (250.3)	111 (48.9)
DQOt (mg L ⁻¹)	600 (202.9)	178 (75.9)
DQOsol (mg L ⁻¹)	321 (97.5)	132 (75.8)
Fósforo total (mg L ⁻¹)	4.5 (1.0)	4.1 (0.9)
Fósforo solúvel (mg L ⁻¹)	2.9 (0.7)	2.5 (0.5)

Nota: DQOt- demanda química de oxigênio total; DQOsol – demanda química de oxigênio solúvel.

* Os valores indicam média aritmética e os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras; n = número de repetições.

Como pode ser observado na Tabela 1, o valor médio de pH do efluente do reator tipo UASB pode ser considerado neutro e dentro da faixa adequada para coagulação, entre 6.5 e 7.5 (Aisse *et al.*, 2001). Desta forma, o efluente não necessita de correção prévia de pH (Aisse *et al.*, 2001).

Metcalf e Eddy (2016) citam que os valores de turbidez de uma estação de tratamento específica podem ser utilizados para o controle do processo em sistemas de pós-tratamento. Considerando os resultados médios de turbidez, o reator tipo UASB atingiu remoção superior a 52% em relação ao esgoto bruto, com 103 uT no efluente. Ariano (2009) obteve valores de turbidez para o esgoto bruto e efluente de reator tipo UASB de 244 uT e 133 uT, respectivamente, com eficiência de remoção de 45%.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) a concentração de matéria orgânica em termos de DQO em esgotos sanitários de origem doméstica situa-se na faixa de 250 a 800 mg L⁻¹. Neste estudo, a DQOt média resultou em 600 mg L⁻¹ nas amostras do esgoto bruto e 178 mg L⁻¹ nas amostras do efluente do reator tipo UASB. A classificação do esgoto neste estudo é forte. Este valor resultou inferior ao obtido por Casagrande *et al.* (2016) de 232 mg.L⁻¹ e próximo ao valor de Ariano (2009) de 132 mg.L⁻¹. As eficiências de remoção de DQOt e DQOsol no reator tipo UASB foram de 70% e 59%, respectivamente, e superior ao valor médio apresentado por Campos *et al.* (2007) de 64.8%.

A relação obtida DBO/DQO de 0.7 para as amostras do esgoto bruto está na faixa estabelecida por Metcalf e Eddy (2016) para esgotos sanitários municipais de 0.3 a 0.8. Neste estudo foi

verificada relação DQO/DBO de 1.4, conforme Von Sperling (2014) relação menor que 2.5 indica fração biodegradável elevada. Ainda, segundo o mesmo autor, nas amostras brutas de esgoto sanitário de origem doméstica a relação DQO/DBO pode variar de 1.7 a 2.4.

Segundo Metcalf e Eddy (2016) a concentração de fósforo em esgotos sanitários de origem doméstica situa-se na faixa de 4 a 12 mg L⁻¹, e neste estudo foram obtidas concentrações de fósforo total e de fósforo solúvel de 4.5 mg L⁻¹ e 2.9 mg L⁻¹ nas amostras de esgoto bruto, similar à verificada por Ariano (2009) de 4.5 mg L⁻¹ de fósforo total em esgoto bruto.

As concentrações médias de fósforo total e fósforo solúvel obtidas no efluente do reator tipo UASB, foram de 4.1 mg L⁻¹ e 2.1 mg L⁻¹, respectivamente, indicando baixas eficiências de remoção de 8% e 16%. Ariano (2009) obteve concentração de 3.7 mg L⁻¹ de fósforo total no efluente do reator tipo UASB, e eficiência de remoção de 17%. Os baixos índices de remoção de fósforo devem-se ao fato de que os sistemas anaeróbios não apresentam eficiência de remoção de nutrientes. O fósforo presente no reator tipo UASB é removido apenas para síntese celular, e na faixa de 1 a 2% do peso de sólidos suspensos voláteis – SSV (Metcalf e Eddy, 2016). A produção média de lodo pelo reator tipo UASB é de 0.076 gSSV dia⁻¹, com remoção de fósforo de 1.14 mg dia⁻¹ via assimilação. A remoção de fósforo em sistemas de tratamento anaeróbio somente será efetiva se for empregado sistema de pós-tratamento físico-químico, com a adição de produtos químicos (Chernicharo, 2016).

A variação nos valores dos parâmetros estudados do esgoto bruto (Tabela 1) é maior que a variação nos valores dos parâmetros analisados no efluente do reator tipo UASB, indicando que a variabilidade na qualidade do efluente do reator é menor quando comparada à do esgoto bruto. Desta forma, a opção pela dosagem de coagulantes no efluente de reatores anaeróbios, ao invés da dosagem no esgoto bruto, resulta em menor variabilidade na qualidade do efluente e contribui para melhor controle na dosagem de produtos químicos.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: turbidez

Os resultados das análises de variância para remoção de turbidez na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 2. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores velocidade de sedimentação (Vf) ou tempo de sedimentação (Ts, min), dosagem (mg L⁻¹), Vf * dosagem ou Ts * dosagem, com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

No pós-tratamento por FAD, conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, apenas a dosagem de FeCl₃ interferiu significativamente na remoção de turbidez (p-valor = 0.01630 < 0.05). É importante ressaltar que os valores de velocidade de flotação (Vf) estão diretamente relacionados às taxas de aplicação superficial, e, neste caso, a remoção de turbidez independe da taxa de aplicação superficial.

O Teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente na remoção de turbidez, pois apresentou a menor média residual (17.1 uT).

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito que a FAD, em que apenas a dosagem de coagulante foi significativa ($p\text{-valor} = 0.000000 < 0.05$). No pós-teste de Tukey foi observada melhor resposta com a dosagem de 100 mg L^{-1} ($p\text{-valor} = 0.98996 > 0.05$) para os parâmetros físico-químicos analisados.

Mesmo sendo insignificante, observa-se que com o aumento das taxas de aplicação, há tendência de aumento da turbidez. Porém, o efeito da dosagem é mais perceptível e, valores menores que 100 mg L^{-1} de FeCl_3 aumentam a turbidez (Figura 1). De acordo com a Figura 1a, os menores valores residuais de turbidez se concentram entre o ponto inferior da velocidade de flotação, de 5 cm min^{-1} , e o ponto superior da dosagem, de 100 mg L^{-1} , com residual de 17.1 uT e eficiência de remoção de 83.4%. Entretanto, no momento em que foi elevada a velocidade de flotação até seu ponto superior de 15 cm min^{-1} e diminuiu-se a dosagem até seu ponto inferior próximo de 0 mg L^{-1} , os valores residuais de turbidez aumentaram proporcionalmente, atingindo 89 uT, com 41.3% de eficiência de remoção.

Na Figura 1b é possível notar o menor valor residual no ponto superior da dosagem do coagulante e do tempo de sedimentação de 100 mg L^{-1} e 60 min, respectivamente, alcançando 90.8% de eficiência de remoção (residual de 9.4 uT). A diminuição da dosagem e do tempo de sedimentação acarretou aumento do residual de turbidez até 65.8 uT e eficiência de remoção de 36% (nas condições de 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e $T_s = 30 \text{ min}$).

A eficiência de remoção de turbidez obtida neste ensaio de 91.2%, foi superior àquela alcançada no pós-tratamento por FAD de 83.4%.

Tabela 2. Resultados da análise de variância (ANOVA) para remoção de turbidez na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F_{cal}	F_{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	2273	1136.4	1.5758	3.23*	0.21805
	Dosagem	2	6515	3257.7	4.5173	3.23*	0.01630
	Vf * Dosagem	4	1677	419.4	0.5815	2.61*	0.67757
	Resíduo	45	32452	721.1			
	Total	53	42917				
Sedimentação	Ts	2	28	13.8	0.0205	3.23*	0.97976
	Dosagem	2	26001	13000.4	19.2475	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	197	49.4	0.0731	2.61*	0.98996
	Resíduo	45	30394	675.4			
	Total	53	56620				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

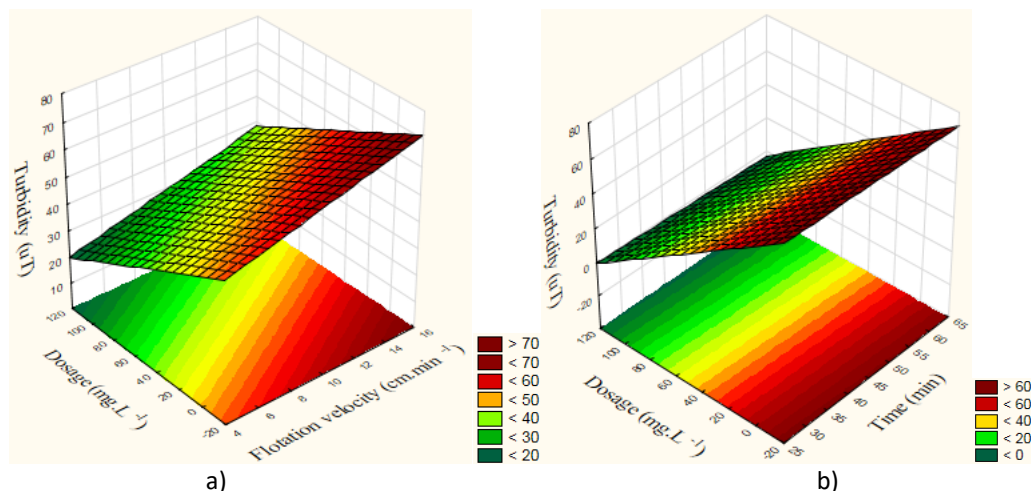


Figura 1. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para turbidez na FAD e sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: fósforo solúvel

Os resultados das análises de variância para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 3. Na FAD, a dosagem de FeCl_3 (p -valor=0.000000<0.05) e a velocidade de flotação (p -valor=0.014047<0.05) interferiram significativamente na remoção de fósforo solúvel. Diante disso, observa-se que a dosagem de FeCl_3 e as taxas de aplicação superficial foram importantes na remoção do fósforo solúvel. O pós-teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente na remoção de fósforo solúvel. Em relação à velocidade de flotação, as velocidades de $5 \text{ e } 8 \text{ cm min}^{-1}$ foram estatisticamente mais eficientes.

Na sedimentação, somente o fator dosagem de FeCl_3 (p -valor = $0.000000 < 0.05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel. As concentrações de $50 \text{ e } 100 \text{ mg L}^{-1}$ não diferiram entre si e foram estatisticamente mais eficientes (pós-teste de Tukey). O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel ($p = 0.75698 > 0.05$).

As superfícies de resposta geradas a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação são apresentadas na Figura 2. Os menores valores residuais de fósforo solúvel foram observados nas velocidades de flotação de $5 \text{ e } 8 \text{ cm min}^{-1}$ e na dosagem de 100 mg L^{-1} , com eficiência de remoção de 92% e residual de 0.2 mg L^{-1} (Figura 2a). Com a diminuição das dosagens de FeCl_3 , os valores residuais elevaram-se significativamente, propiciando valor máximo de remoção de 28% e residual de 1.8 mg L^{-1} de fósforo solúvel (nas condições 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e $V_f = 15 \text{ cm min}^{-1}$).

Na Figura 2b é possível observar que os menores valores residuais se encontram no ponto inferior da dosagem de 100 mg L⁻¹, com pouca elevação no residual de fósforo solúvel pelo aumento do tempo. Entretanto, o efeito da variação do tempo de sedimentação não foi estatisticamente significativo na remoção de fósforo solúvel. Neste ensaio obteve-se eficiência de remoção de 92% e residual de 0.2 mg L⁻¹ de fósforo solúvel. Contudo, a partir do momento em que foi diminuída a dosagem de cloreto férrico, os valores residuais de fósforo solúvel aumentaram até 2.1 mg L⁻¹, com eficiência de remoção de 16% sem emprego do coagulante. A mesma remoção foi obtida no ensaio de pós-tratamento por FAD.

Tabela 3. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de fósforo solúvel na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	0.1886	0.0943	4.70	3.23*	0.014047
	Dosagem	2	24.7563	12.3782	616.43	3.23*	0.000000
	Vf * Dosagem	4	0.1529	0.0382	1.9	2.61*	0.126218
	Resíduo	45	0.9036	0.0201			
	Total	53	26.0015				
Sedimentação	Ts	2	0.086	0.0432	0.28	3.23*	0.75698
	Dosagem	2	30.934	15.4668	100.26	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	0.537	0.1342	0.87	2.61*	0.48925
	Resíduo	45	6.942	0.1543			
	Total	53	38.499				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

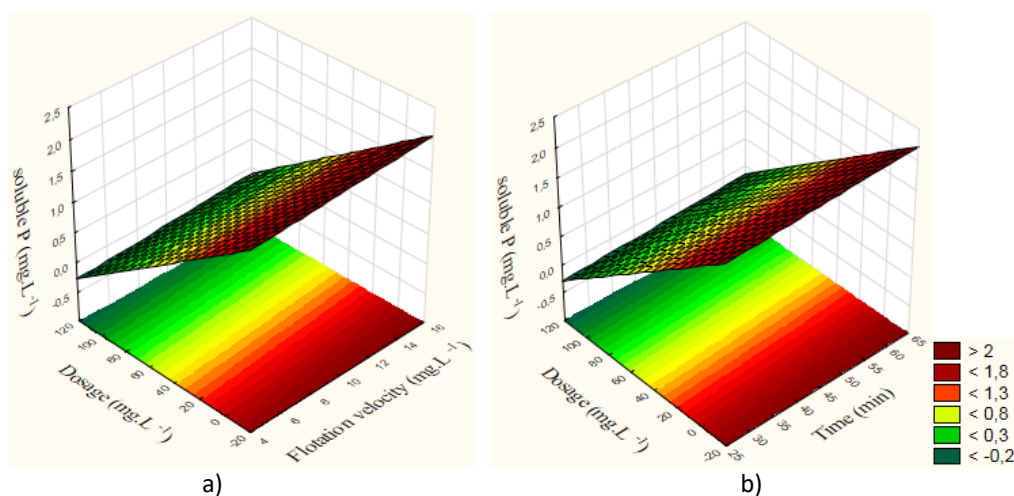


Figura 2. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para fósforo solúvel na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: fósforo total

Os resultados das análises de variância para remoção de fósforo total na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 4. Na FAD, conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a dosagem de FeCl_3 interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p=0.00000 < 0.05$), sendo a dosagem de 100 mg L^{-1} mais eficiente (pós-teste de Tukey). A velocidade de flotação não interferiu na remoção deste parâmetro ($p=0.08282 > 0.05$).

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito que na FAD, em que o fator dosagem de FeCl_3 ($p\text{-valor} = 0.000000 < 0.05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo total (100 mg L^{-1} , estatisticamente mais eficiente). O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p\text{-valor} = 0.85602 > 0.05$).

Tabela 4. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de fósforo total na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F_{cal}	F_{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	1.468	0.7341	2.634	3.23*	0.08282
	Dosagem	2	26.149	13.0745	46.917	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	0.921	0.2303	0.826	2.61*	0.51537
	Resíduo	45	12.540	0.2787			
	Total	53	41.078				
Sedimentação	Ts	2	0.132	0.0679	0.156	3.23*	0.85602
	Dosagem	2	53.099	26.5493	60.984	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	0.136	0.0340	0.078	2.61*	0.98864
	Resíduo	45	19.591	0.4353			
	Total	53	72.961				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

Observa-se que o ponto ótimo de remoção de fósforo total na Figura 3a foi exatamente no ponto inferior da velocidade de flotação e superior da dosagem, 100 mg L^{-1} e 5 cm min^{-1} , respectivamente, obtendo-se residual de 0.5 mg L^{-1} e 87.8% de eficiência de remoção. Por outro lado, nota-se que os valores residuais de fósforo total aumentam ligeiramente com a diminuição da dosagem de cloreto férrico, até 2.6 mg L^{-1} de residual e 36.5% de eficiência de remoção (nas condições de 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e $V_f = 15 \text{ cm min}^{-1}$).

Verifica-se, a partir da Figura 3b, que os menores valores residuais de fósforo total se encontram no ponto superior da dosagem e do tempo de sedimentação de 100 mg L^{-1} e 60 min, respectivamente, alcançando eficiência de remoção de 90.2% (residual de 0.4 mg L^{-1}).

Entretanto, com a diminuição da dosagem do cloreto férrico e do tempo de sedimentação até próximo de 0 mg L^{-1} e 30 min , respectivamente, os valores residuais de fósforo total, elevaram-se para 2.8 mg L^{-1} , com eficiência de remoção de 31.7% . Em comparação ao ensaio da FAD, em que obteve-se eficiência de remoção de fósforo total de 87.8% na sedimentação, a remoção foi similar, atingindo 90.2% .

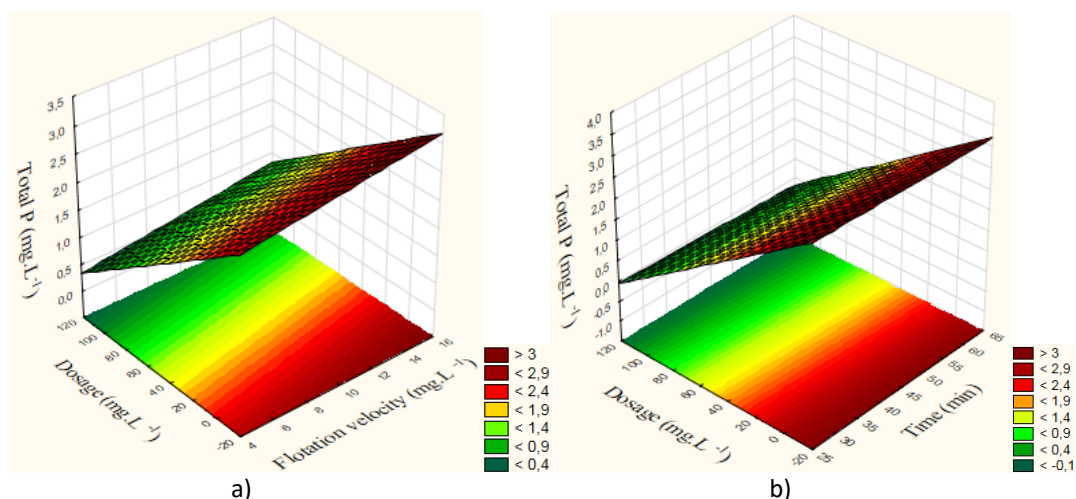


Figura 3. Superfície de resposta gerada mediante planejamento fatorial para fósforo total na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: DQO total

Os resultados das análises de variância para remoção de DQO total na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 5.

Na FAD, a dosagem do FeCl_3 ($p=0.000000 < 0.05$) e a velocidade de flotação ($p=0.000000 < 0.05$) interferiram significativamente na remoção da DQO total. O pós-teste de Tukey comprovou que a dosagem de 100 mg L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual da DQO total. Em relação à velocidade de flotação, a velocidade de 5 cm min^{-1} foi estatisticamente mais eficiente que as demais.

Na sedimentação, o fator dosagem do FeCl_3 ($p=0.00256 < 0.05$) e o fator tempo de sedimentação ($p=0.00013 > 0.05$) interferiram significativamente na remoção de DQO total. Neste caso, além das dosagens do FeCl_3 (50 e 100 mg L^{-1} estatisticamente mais eficientes), as taxas de aplicação superficial também foram importantes na remoção de DQO total (tempos de 45 e 60 min estatisticamente mais eficientes).

Tabela 5. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de DQO total na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	11684	5842.1	57.848	3.23*	0.00000
	Dosagem	2	58746	29373.2	290.852	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	540	134.9	1.336	2.61*	0.27141
	Resíduo	45	4545	101.0			
	Total	53	75515				
Sedimentação	Ts	2	11786	5893.2	11.0171	3.23*	0.00013
	Dosagem	2	7312	3656.1	6.8349	3.23*	0.00256
	Ts * Dosagem	4	372	93.0	0.1738	2.61*	0.95070
	Resíduo	45	24071	534.9			
	Total	53	43541				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

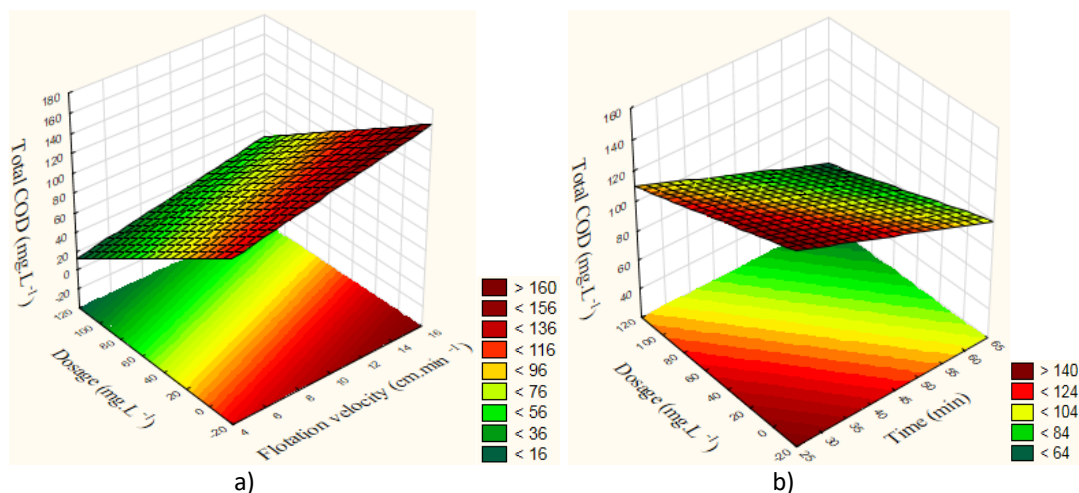


Figura 4. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para DQO total na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação

De acordo com a Figura 4a, os menores valores residuais de DQO total situam-se no ponto inferior da velocidade de flotação de 5 cm min^{-1} e no ponto superior da dosagem de 100 mg L^{-1} , alcançando eficiência de 82.2% de remoção de DQO total, com residual de 31.6 mg L^{-1} . Os maiores valores residuais de DQO total foram verificados principalmente quando diminuída a dosagem de coagulante, atingindo 151.5 mg L^{-1} de DQO total residual e 14.8% de eficiência de remoção (nas condições 0 mg L^{-1} de FeCl_3 e 15 cm min^{-1}).

Verifica-se na Figura 4b que os menores valores residuais de DQO total encontram-se nos pontos superiores da dosagem (50 e 100 mg L^{-1}) e nos pontos superiores do tempo de sedimentação

(45 min e 60 min), alcançando eficiência de remoção de 58.3% (74.1 mg L⁻¹ de residual). Por outro lado, ao diminuir a dosagem do coagulante e o tempo de sedimentação, os valores residuais de DQO total elevaram-se. Testes realizados sem o emprego do coagulante cloreto férrico e com tempos de sedimentação de 30 min, resultaram em eficiência de remoção de apenas 23.7% com residual de 135.7 mg L⁻¹ da DQO total.

A eficiência de remoção da DQO total neste ensaio de sedimentação, de 58.3%, foi inferior à eficiência de 82.2% obtida na FAD (residual de 31.6 mg L⁻¹).

Remoção dos parâmetros estudados na FAD e sedimentação: DQO solúvel

Os resultados das análises de variância para remoção de DQO solúvel na FAD e na sedimentação são apresentados na Tabela 6. Na FAD, a dosagem de FeCl₃ (p-valor = 0.000000 < 0.05) e a velocidade de flotação (p=0.00020<0.05) interferiram significativamente na remoção da DQO solúvel. Assim, as taxas de aplicação superficial e as dosagens de FeCl₃ foram importantes para remoção de DQO solúvel e total. O pós-teste de Tukey demonstrou que a dosagem de 100 mg L⁻¹ e as velocidades 5 e 8 cm min⁻¹ foram estatisticamente mais eficientes.

Na sedimentação, observou-se o mesmo efeito da FAD, o fator dosagem de FeCl₃ (p=0.00000<0.05) e o fator tempo de sedimentação (p=0.00000>0.05) interferiram significativamente na remoção de DQO solúvel. O pós-teste de Tukey demonstrou que a dosagem de 100 mg L⁻¹ e o tempo de sedimentação de 60 min foram estatisticamente mais eficientes. A dosagem de FeCl₃ e as taxas de aplicação superficial foram importantes na remoção da DQO solúvel.

Os menores valores residuais de DQO solúvel (Figura 5a), concentraram-se no ponto inferior da velocidade, 5 e 8 cm min⁻¹, e no ponto superior da dosagem, 100 mg L⁻¹, em que atingiu-se 74% de eficiência de remoção (residual de 34.2 mg L⁻¹). Todavia, quando testadas dosagens de cloreto férrico mais baixas e velocidades de flotação mais altas (15 cm min⁻¹), elevaram-se os valores residuais de DQO solúvel, obtendo-se eficiência de remoção de apenas 16.7% (residual de 115.3 mg L⁻¹).

Na Figura 5b é possível observar que o menor valor residual de DQO solúvel, localiza-se no ponto superior da dosagem de 100 mg L⁻¹, e no ponto superior do tempo de sedimentação, de 60 min, alcançando-se eficiência de remoção de 61.5% e residual de 50.8 mg.L⁻¹ da DQO solúvel. A diminuição das dosagens de cloreto férrico e dos tempos de sedimentação, acarretaram no aumento dos valores residuais da DQO solúvel (118.5 mg.L⁻¹), atingindo-se eficiência de remoção de 10.2% (nas condições 0 mg L⁻¹ de FeCl₃ e Ts = 30 min).

A eficiência na remoção de DQO solúvel obtida neste ensaio de sedimentação de 61.5% foi inferior à obtida no pós-tratamento por FAD de 74% (residual de 34.2 mg L⁻¹).

Tabela 6. Resultados da Análise de variância (ANOVA) para remoção de DQO solúvel na FAD e na sedimentação.

Pós-tratamento	Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
FAD	Vf	2	4658	2320.0	10.386	3.23*	0.00020
	Dosagem	2	30497	15248.4	67.997	3.23*	0.00000
	Vf * Dosagem	4	284	71.1	0.317	2.61*	0.86504
	Resíduo	45	10091	224.2			
	Total	53	45531				
Sedimentação	Ts	2	12048.5	6024.2	27.5121	3.23*	0.00000
	Dosagem	2	9260.7	4630.4	21.1464	3.23*	0.00000
	Ts * Dosagem	4	229.4	57.4	0.2619	2.61*	0.90082
	Resíduo	45	9853.5	219.0			
	Total	53	31392.1				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.

* aproximadamente.

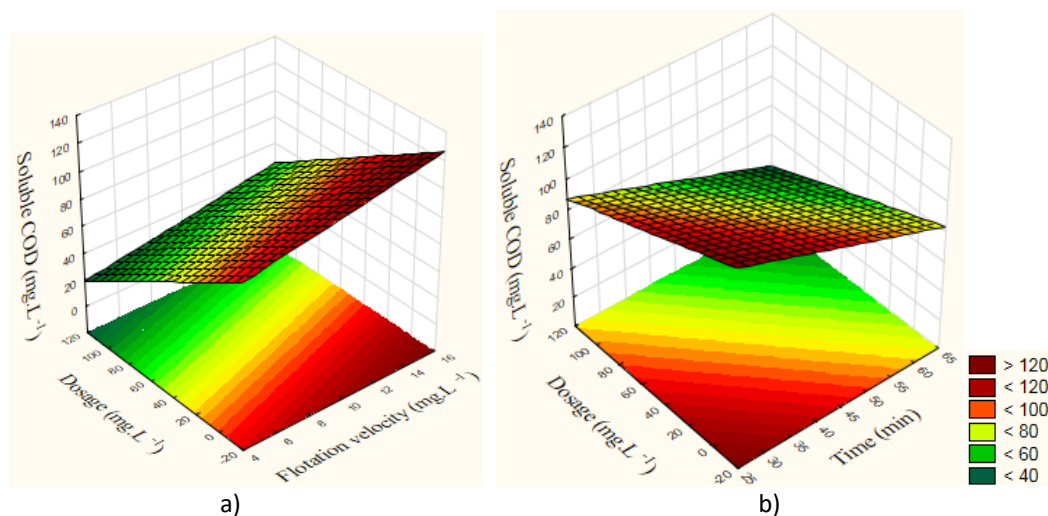


Figura 5. Superfícies de resposta geradas mediante planejamento fatorial para DQO solúvel na FAD e na sedimentação: a) FAD; b) Sedimentação.

Conclusão

A interação entre os dois fatores na FAD (dosagem de FeCl₃ e velocidade de flotação) e na sedimentação (dosagem de FeCl₃ e tempo de sedimentação) não resultou significativa nos casos estudados, concluindo-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente.

Com base nas análises estatísticas e nas condições testadas, a interferência das dosagens de FeCl_3 na remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total e fósforo solúvel é mais importante que a interferência das taxas de aplicação superficial. As taxas de aplicação superficial não foram importantes na FAD para remoção de turbidez e fósforo solúvel e na sedimentação para remoção de turbidez, fósforo solúvel e fósforo total.

A dosagem de 100 mg L^{-1} de FeCl_3 apresenta-se mais efetiva no pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e no pós-tratamento por sedimentação. O emprego de 50 mg L^{-1} de cloreto férrico no pós-tratamento por FAD ($V_f = 5 \text{ cm min}^{-1}$) e por sedimentação ($T_s = 60 \text{ min}$) acarretou em resultados altamente satisfatórios, com baixos residuais dos parâmetros estudados. Entretanto, devido a variação das características físico-químicas do efluente do reator anaeróbio, considerou-se a dosagem de 100 mg L^{-1} de cloreto férrico mais efetiva.

A partir dos dados obtidos em escala de laboratório conclui-se que os métodos de pós-tratamentos empregados por FAD e sedimentação apresentam ótimo desempenho no que concerne à remoção de fósforo total e solúvel.

Referências

- Aisse, M.M., Jurgensen, D., Lobato, M.B., Além Sobrinho, P. (2001) Avaliação do sistema de reator RALF e flotação por ar dissolvido no tratamento de esgoto sanitário, *XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Brasil.
- APHA. AWWA, WPCF. (2012) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition, Washington, USA.
- Ariano, G. C. (2009) *Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia*. Tese de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 193 pp.
- Boeykens, S. P., Piol, M. N., Samudio Legal, L., SARA Saralegui, A. B., V'azquez, C. J. (2017) Eutrophication decrease: phosphate adsorption processes in presence of nitrates. *Journal of Environmental Management*, 203, 888–895. Acesso em 20 de abril de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717304851>
- Campos, J.R., Reali, M.A.P., Dombroski, S.A.G., Marchetto, M., Lima, M.R.A. (1996) Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios, *XXV Congresso Interamericano Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, México.
- Casagrande, L.E.M., Freitas, B. O., Nascimento, M.F. (2016) Sistema combinado de flotação por ar dissolvido e filtração adsorptiva em zeólita para tratamento de efluente de reator UASB, *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, 12(1). <https://doi.org/10.5216/reec.v12i1.37116>
- Chen, A., Wang, Z., Yang, J. (2016) Influence of bubble size on the fluid dynamic behavior of a daf tank: A 3D numerical investigation, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 495, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.10.039>
- Chernicharo, L.A.C. (2016) *Anaerobic reactors*, v. 5, IWA publishing, Belo Horizonte: UFMG, 184 pp.
- Di Bernardo, L., Dantas, A.D.B., Voltan, P.E.N. (2011) *Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*, São Carlos: Ldibe, 454 pp.

- Fang, L., Liu, R., Li, J., Xu, C., Huang, LZ, Wang, D. (2018) Magnetite/Lanthanum hydroxide for phosphate sequestration and recovery from lake and the attenuation effects of sediment particles, *Water research*, 130, 243-254. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.008>
- Ferreira Filho, S. F. Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento—Um Guia Prático para Alunos e Profissionais. Elsevier Brasil, 2017.
- Huang, J., Xu, C.C., Ridoutt, B.G., Wang, X.C., Ren, P.A. (2017) Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China, *Journal of Cleaner Production*, 159, 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.008>
- Karczmarczyk, A., Baryła, A., Bus, A. (2014). Effect of P-reactive drainage aggregates on green roof runoff quality, *Water*, 6(9), 2575-2589. <https://doi.org/10.3390/w6092575>
- Kolařík, J., Pruček, R., Tuček, J., Filip, J., Sharma, V. K., Zbořil, R. (2018) Impact of inorganic ions and natural organic matter on arsenates removal by ferrate (VI): Understanding a complex effect of phosphates ions. *Water research*, 141, 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.024>
- Liu, J., Wang, G., Lu, L., Guo, Y., & Yang, L. (2017) Facile shape-controlled synthesis of lanthanum oxide with different hierarchical micro/nanostructures for antibacterial activity based on phosphate removal. *RSC advances*, 7(65), 40965-40972. <https://doi.org/10.1039/C7RA07521A>
- Metcalf, L., Eddy, H.P. (2016) *Effluent treatment and resource recovery*, 5ª ed., New York: McGraw-Hill, 2012 pp.
- Penetra, G. R. (2003) *Flotação aplicada ao pós-tratamento do efluente de reator anaeróbico de leito expandido tratando esgoto sanitário*, Tese de Doutorado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 312 pp.
- Mota, F., Von Sperling, M. (2009) *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*, v. 2, PROSAB, Rio de Janeiro, RJ.
- Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D., Clesceri, L. S. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation.
- Santos, P. R. D., Daniel, L. A. (2017) Dissolved air flotation as a potential treatment process to remove Giardia cysts from anaerobically treated sewage. *Environmental technology*, 38(19), 2392-2399. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1262461>
- Santos, H. R. (2006) *Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbico de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação*, Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil, 331 pp.
- Song, L., Huo, J., Wang, X., Yang, F., He, J., Li, C. (2016) Phosphate adsorption by a Cu (II)-loaded polyethersulfone-type metal affinity membrane with the presence of coexistent ions. *Chemical Engineering Journal*, 284, 182-193. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.146>
- Von Sperling, M. (2014). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 4ª ed., Minas gerais, Brasil, 452 pp.
- Wang, W., Ma, C., Zhang, Y., Yang, S., Shao, Y., Wang, X. (2016) Phosphate adsorption performance of a novel filter substrate made from drinking water treatment residuals. *Journal of Environmental Sciences*, 45, 191-199. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.01.010>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PANORAMA DO USO DE SIMULAÇÃO DO DESEMPENHO DE EDIFICAÇÕES EM METODOLOGIAS DE ZONEAMENTO CLIMÁTICO

* Franklin Puker de Sousa¹
Tássio Luiz dos Santos¹
Arthur Santos Silva¹

OVERVIEW ABOUT THE USE OF BUILDING PERFORMANCE SIMULATION IN CLIMATIC ZONING METHODOLOGIES

Recibido el 30 de abril de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Several countries are subject to climatic zoning to verify the level of energy efficiency of their buildings, however, there is not still consensus in the literature on the most appropriate methodology to build it. Among the possible techniques, the building performance simulation is a tool with great potential for the definition and validation of climatic zones, however, little is known about the results of its application. For this reason, this article aimed, through a systematic review of the literature, to compile and analyze studies on the use of simulation in climatic zoning methodologies. When analyzing the climatic zoning of 64 nations, it was found that in only 7 the simulation was, in some way, considered in the development of the climatic zoning. Regarding the application modes, simulation is often used to define and validate climatic zones in conjunction with other procedures. Morocco and Spain are the only representatives in which the climatic zoning and the current energy efficiency regulations were defined based on the results of building performance simulation, indicating that the tool is still little explored for this purpose.

Keywords: climatic zoning, building energy efficiency, building performance simulation.

¹ Laboratório de Análise e Desenvolvimento de Edificações, Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande/MS, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Programa de Pós-graduação em Eficiência Energética e Sustentabilidade, Laboratório de Análise e Desenvolvimento de Edificações. Cidade Universitária, Av. Costa e Silva, s/n, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. CEP 79070-900. Email: franklinpuker@hotmail.com

Resumo

Diversos países estão sujeitos ao zoneamento climático para verificação do nível de eficiência energética de suas edificações, contudo, ainda não há um consenso na literatura sobre a metodologia mais adequada para construí-lo. Dentre as técnicas possíveis, a simulação do desempenho de edificações é uma ferramenta com grande potencial para definição e validação das zonas climáticas, todavia, pouco se sabe sobre os resultados de sua aplicação. Em face do exposto, este artigo objetivou, por meio de uma revisão sistemática da literatura, compilar e analisar os estudos relativos ao uso de simulação em metodologias de zoneamento climático. Ao analisar os zoneamentos climáticos de 64 nações, constatou-se que em apenas 7 a simulação foi, de algum modo, considerada na elaboração do zoneamento climático. Com relação aos modos de aplicação, a simulação é frequentemente utilizada para definição e validação das zonas climáticas em conjunto com outros procedimentos. Marrocos e Espanha são os únicos representantes nos quais o zoneamento climático e os vigentes regulamentos de eficiência energética foram definidos com base nos resultados de simulação computacional termoenergética, indicando que a ferramenta é ainda pouco explorada para essa finalidade.

Palavras chave: zoneamento climático, eficiência energética de edificações, simulação do desempenho de edifícios.

Introdução

Dados da International Energy Agency (IEA, 2019) demonstram que as edificações representam cerca de 30% do consumo de energia primária em escala global. Conforme relatam Olgay (1963); Bouchlaghem e Letherman (1990); Givoni (1991); Hong *et al.* (2013), o clima representa um dos principais impulsionadores do consumo de energia das edificações. A eficiência energética dos edifícios, portanto, está diretamente relacionada às interações entre o clima e o ambiente construído (Prömmel, 1978).

Na tentativa de representar os tipos de clima, os seres humanos constroem modelos, nos quais são agrupadas regiões terrestres em que as condições meteorológicas exibem certo nível de similaridade para os principais parâmetros climáticos, chamadas de zonas climáticas. Após delimitadas, as zonas climáticas são agrupadas e apresentadas em mapas de zoneamento climático (Walsh *et al.*, 2017a).

Os zoneamentos climáticos, por sua vez, podem ser elaborados para vários propósitos, por exemplo, para fins de agricultura (Araya *et al.*, 2010), previsão de expectativas térmicas de turistas (Lin e Matzarakis, 2011) ou para promover a eficiência energética de edifícios (ABNT, 2005; ADEREE, 2011a; MF, 2019). Neste artigo serão abordados os zoneamentos climáticos para fins de eficiência energética das edificações, doravante a serem chamados apenas de zoneamento(s) climático(s) no decorrer da pesquisa.

Evans (2004) cita que os zoneamentos climáticos permitem que recomendações padronizadas sejam aplicadas às edificações, no intuito de se reduzir o consumo de energia e melhorar o

conforto térmico dos indivíduos. Entretanto, a literatura registra diversas metodologias possíveis para realizar o zoneamento climático de um país, evidenciando que ainda não há um consenso entre os autores acerca do método mais adequado.

Os métodos de zoneamento são resultado da aplicação de variáveis climáticas, técnicas para avaliação do desempenho térmico e energético de edifícios e processamento de dados climáticos e, em alguns casos, complementados por outros parâmetros. A Tabela 4 apresenta as principais variáveis, técnicas e parâmetros identificados nas metodologias de zoneamento climático abrangidas por este estudo de revisão.

Ao analisar os métodos de zoneamento climático de 54 países, Walsh *et al.* (2017a) verificaram que a maioria dos países cria uma versão inicial do zoneamento climático com base em uma única variável. Essa versão é então refinada por subdivisão de zonas com base em uma segunda ou terceira variável. Cerca de 80% dos 54 países investigados utilizava até no máximo três variáveis ou técnicas para definição de suas zonas climáticas, com destaque para a temperatura e graus-dia, presentes em 56% e 38% dos casos respectivamente. Desse modo, os referidos autores afirmam que pouquíssimos aspectos são realmente levados em consideração na maior parte das metodologias de zoneamento climático.

Uma possível explicação para esse resultado é a dificuldade de se lidar com grandes conjuntos de dados, com diversas variáveis esparsamente distribuídas no espaço. Por esse motivo, os autores de zoneamento climático tendem a utilizar métodos simplificados. Essa simplicidade pode negligenciar diversos aspectos do clima e do desempenho das edificações, em especial quando avaliadas por programas de certificação, uma vez que o zoneamento climático é um dos parâmetros de entrada para aferição do nível de eficiência energética das edificações em muitos países (Brasil, 2010; ADEREE, 2011a; Brasil, 2012; MF, 2019).

A problemática descrita tem mais um agravante: uma vez concluídos, os zoneamentos climáticos geralmente passam a integrar os documentos de energia sem que sua precisão seja atestada, ou seja, são considerados válidos *per se*. Nesse sentido, Walsh *et al.* (2018) destacam a necessidade de procedimentos que avaliem a qualidade dos zoneamentos climáticos antes de sua inserção em políticas e programas de eficiência energética.

Em meio a este contexto emerge a simulação do desempenho de edificações. Dentre as técnicas para avaliação do consumo de energia, desempenho térmico e processamento de dados climáticos, a simulação é robusta o suficiente para lidar com grandes conjuntos de variáveis distribuídas no espaço, capaz de exprimir as complexas interações entre o clima e o desempenho termoenergético do ambiente construído (Wang *et al.*, 2012) e pode ser aplicada na validação dos zoneamentos climáticos (Walsh *et al.*, 2018; Xiong *et al.*, 2019).

A simulação computacional de edificações é muito utilizada em análises do consumo de energia das edificações e dos fenômenos que regem o desempenho térmico e energético de um edifício, sendo inclusive considerada uma das mais poderosas ferramentas do mundo moderno (Hensen e Lamberts, 2011). Entretanto, Verichev *et al.* (2019) relatam que o uso de simulação do desempenho de edifícios em metodologias de zoneamento climático ainda é uma linha de pesquisa muito nova e raramente explorada. Logo, pouco se sabe acerca dos resultados decorrentes da aplicação desta técnica e dos impactos nos regulamentos térmicos e programas de eficiência energética de um país.

Isso ocorre porque muitos dos zoneamentos climáticos datam do início dos anos 2000. De acordo com Hensen e Lamberts (2011), nesse período a simulação termoenergética de edifícios consistia em uma tecnologia relativamente nova, ainda em fase de entendimento e aprimoramento. Por não estar consolidada à época, é natural que os autores não a considerassem na elaboração dos zoneamentos de seus países, a exemplo do Brasil, cujo zoneamento vigente foi desenvolvido com base nas cartas bioclimáticas de Givoni e tabelas de Mahoney (Roriz *et al.*, 1999).

Quanto à necessidade de procedimentos que avaliem a qualidade dos zoneamentos climáticos, Walsh *et al.* (2018) demonstraram que os resultados de simulação de desempenho de edificações podem ser utilizados para fins de validação dos zoneamentos climáticos, permitindo ao tomador de decisões avaliar se as discordâncias entre a variação climática e o desempenho expresso das edificações são aceitáveis ou não.

Portanto, é razoável supor que os zoneamentos climáticos recentes incorporem em sua metodologia, cada vez mais, o uso de simulação de desempenho de edificações. Contudo, há carência na literatura de publicações que investiguem essa possibilidade. Aliás, pouco se sabe (principalmente nos países lusófonos) sobre o estado da arte quanto ao uso de simulação em métodos de zoneamento climático e qual seu impacto nos regulamentos de energia.

Diante do exposto, o objetivo desta pesquisa consiste em revisar a literatura científica de maneira a se determinar o atual panorama do uso de simulação em metodologias de zoneamento climático. O intuito é verificar as tendências atuais e os resultados de sua aplicação em se tratando de programas de eficiência energética das edificações. Para tanto, foram levantadas publicações de diversos países, seguindo a metodologia a seguir aventada.

Materiais e métodos

Esta pesquisa consiste em uma revisão sistemática da literatura. Segundo a hierarquia de evidências, este tipo de estudo consiste na melhor evidência para consulta e tomada de decisões sobre um determinado tema (Cordeiro *et al.*, 2007). A princípio, a metodologia considerada na

realização desta investigação científica obedeceu às diretrizes propostas em Sampaio e Mancini (2007), a saber: definição da questão central; busca da evidência; revisão e seleção de estudos; análise das publicações de interesse; apresentação dos resultados e conclusões.

Embora proveitoso, somente esse procedimento mostrou-se insuficiente para obtenção de uma série de estudos que contivessem descrições detalhadas dos métodos utilizados em zoneamentos climáticos. Essa dificuldade de acesso pode ser explicada pelos seguintes fatores:

- i) A maioria dos métodos de zoneamento climático encontram-se publicados em documentos normativos exclusivos de seus países de origem. Por este motivo, não são atingidos pelas bases de dados convencionais de pesquisa científica;
- ii) Em contrapartida, apenas uma pequena parte dos zoneamentos é representada por produções científicas, das quais muitas ainda não possuem efeito legal;
- iii) Embora o inglês seja considerado uma “língua universal” no meio acadêmico, é muito comum que os documentos encontrados estejam escritos na linguagem própria do país ao qual é aplicado, sendo algumas incomuns no Ocidente e, portanto, de difícil compreensão;
- iv) Esta é uma linha de pesquisa bastante específica e pouco explorada, mesmo entre os autores de zoneamento climático.

Diante do exposto, a amostragem nomeada como “bola de neve” teve de ser aplicada à pesquisa. Segundo Vinuto (2014), apesar de não probabilística, este método é bastante eficaz na localização de publicações de difícil acesso. De fato, por utilizar cadeias de referências, possibilitou-se o acesso a uma grande quantidade de publicações não abrangidas pelo procedimento proposto por Sampaio e Mancini (2007). O fluxograma da Figura 1 resume a metodologia utilizada nesta revisão sistemática.

Com base na estruturação no formato acrônimo “PICO” disposta em Brasil (2012b), este estudo de revisão sistemática busca responder à seguinte questão central: “há evidências de que o uso de simulação do desempenho de edificações resulte em zoneamentos climáticos mais adequados a compor políticas e documentos de eficiência energética das edificações?”

A letra “P” do acrônimo remete à população considerada no estudo, no caso, os métodos de zoneamento climático. Em “I” define-se qual será a intervenção a ser investigada: o uso de simulação do desempenho de edifícios. “C”, por sua vez, refere-se ao “controle” ou comparador, que são os métodos que não consideraram a simulação para definição das zonas climáticas. Por fim, o componente “O” é proveniente do inglês “outcome” e pode ser traduzido por “desfecho”, representado pela melhoria na qualidade de políticas, regulamentos, normativas, programas de certificação das edificações etc.

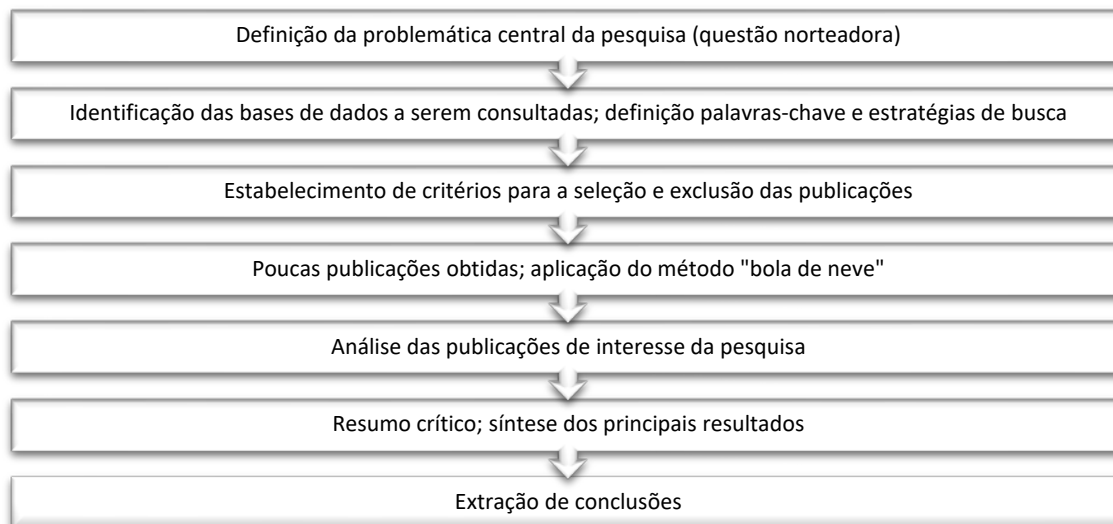


Figura 1. Fluxograma do método adotado na revisão sistemática da literatura.

Para a seleção de artigos, foram realizadas buscas nas bases de dados: *Science Direct*; *Scopus*; *Scielo*; *Google Scholar* e Periódicos Capes. As palavras-chave utilizadas na pesquisa foram: “*climatic zoning*” e “*building performance simulation*”; a princípio em inglês, espanhol e português, sem nenhum tipo de filtro. Além disso, não foram definidos intervalos de tempo específicos para seleção das publicações, pois zoneamentos antigos ainda vigentes em seus países poderiam ser úteis aos propósitos deste trabalho.

Quanto aos critérios de inclusão considerados no estudo, foram selecionadas todas as publicações em que as palavras-chave apareciam pelo menos uma vez no título ou no resumo. Desta amostra inicial, observou-se que alguns artigos não estavam relacionados ao tema da pesquisa, embora apresentassem as palavras-chave, por exemplo: o uso de simulação para correções climáticas, ou para prescrição de recomendações de arquitetura bioclimática, ou para análises do ciclo de vida ou avaliação do impacto de variações climáticas futuras no desempenho de edificações. Ademais, havia estudos repetidos. Todas os arquivos nessas condições foram desconsiderados.

A coleta de dados ocorreu em outubro de 2019. Ao final do levantamento, poucas publicações relevantes à proposta desta revisão sistemática foram obtidas. Apesar disso, verificou-se que muitos dos artigos científicos retornados pelas bases de dados continham em suas referências as fontes oficiais dos zoneamentos climáticos vigentes em vários países. A fim de localizar esses documentos, aplicou-se à amostragem “bola de neve” à pesquisa.

Segundo Vinuto (2014), esse tipo de investigação é realizado da seguinte maneira: busca-se por estudos ligados ao tema da pesquisa, nomeados como “sementes” (os quais já haviam sido levantados por meio das etapas anteriormente descritas). A partir das “sementes”, novas publicações podem ser encontradas pela consulta às referências bibliográficas. Assim, à medida que mais e mais trabalhos relevantes são obtidos, a rede (ou cadeia) de referências vai se expandindo, até atingir-se o ponto de saturação, isto é, as novas fontes não trazem mais informações que já não sejam conhecidas. Esta etapa de busca e seleção, por ser bastante extensa, findou em fevereiro de 2020.

Com isso, documentos oficiais de muitos países alvo de zoneamento climático foram localizados. Também foram incluídas pesquisas acadêmicas que continham metodologias detalhadas de zoneamento climático, em especial publicações científicas que apresentassem propostas acerca do uso de simulação do desempenho de edifícios em métodos de zoneamento climático, mesmo que ainda não possuíssem efeito legal em seus países de origem.

Ao fim, foram abrangidos os métodos utilizados para o zoneamento climático de 63 países e 1 Estado insular (Taiwan), envolvendo um total de 83 publicações analisadas (entre documentos oficiais e propostas), conforme dispostas na Tabela 1.

A partir do levantamento supracitado, constatou-se que apenas 8 das 83 publicações abarcadas na Tabela 1 remetiam ao uso de simulação do desempenho de edifícios em métodos de zoneamento climático, referentes a sete países: África do Sul (Conradie *et al.*, 2018), Chile (Verichev *et al.*, 2019), China (Xiong *et al.*, 2019), Espanha (MF, 2019), Estados Unidos (Walsh *et al.*, 2019), Marrocos (ADEREE, 2011a; ADEREE, 2011b) e Nicarágua (Walsh *et al.*, 2018).

Além disso, verificou-se que as obras de Carpio *et al.* (2015) para a Espanha, Verichev e Carpio (2018) para o Chile e Walsh *et al.* (2017b) para a Nicarágua, remetiam a pesquisas que serviram de base, respectivamente, à norma MF (2019) e aos trabalhos de Verichev *et al.* (2019) e Walsh *et al.* (2018). A fim de contextualizar o leitor quanto aos procedimentos prévios que conduziram os referidos autores ao uso de simulação em metodologias de zoneamento climático, optou-se por acrescentar estes 3 estudos ao rol de publicações a serem sistematizadas neste artigo de revisão. Os modos como a simulação foi aplicada em cada um destes casos e os resultados desta aplicação serão discutidos no capítulo seguinte. Por fim, cabe pontuar que, como o foco desta investigação consiste em analisar especificamente a literatura em que a simulação foi aplicada à metodologia de construção ou validação do zoneamento climático, não foram incluídas na lista de publicações a serem revisadas os casos de países cujas zonas climáticas foram definidas a partir de dados climáticos (ou outros métodos) e, subsequentemente, utilizaram a simulação apenas para definir requisitos de projeto passivo ou de desempenho para cada zona.

Tabela 1. Lista de países abrangidos nesta pesquisa.

País / Estado*	Referências	País / Estado*	Referências
África do Sul	SANS 204 (2011); Conradie <i>et al.</i> (2018)	Japão	Evans <i>et al.</i> (2009)
Albânia	Simaku (2017)	Jordânia	Johansson <i>et al.</i> (2009)
Alemanha	Webs <i>et al.</i> (2004); DIN (2013)	Líbano	UNDP (2005)
Arábia Saudita	Youssef (2016)	Madagascar	Rakoto-Joseph <i>et al.</i> (2009)
Argélia	MH (1997)	Malásia	BSEEP (2013)
Argentina	IRAM (2011)	Marrocos	ADEREE (2011a, 2011b)
Austrália	ABCB (2013)	México	ONNCCCE (2008)
Áustria	ASI (2019)	Montenegro	Novikova <i>et al.</i> (2015)
Bélgica	Kottek <i>et al.</i> (2006)	Nepal	Bodach (2014)
Bolívia	Campos Navarro (2007)	Nicarágua	Walsh <i>et al.</i> (2017b, 2018)
Brasil	Roriz <i>et al.</i> (1999); ABNT (2005); Roriz (2012a, 2012b, 2014)	Nigéria	Ogunsote e Prucnal-Ogunsote (2002)
Brunei Darussalam	David e Sirabaha (2008)	Noruega	Thyholt <i>et al.</i> (2009)
Bulgária	Todorova <i>et al.</i> (2011)	Nova Zelândia	DBH (2011)
Canadá	GC-NRC (2015)	Peru	ME (2008)
Chile	MINVU (2008, 2018); Verichev e Carpio (2018); Verichev <i>et al.</i> (2019)	Polônia	Grudzińska e Jakusik (2017)
China	Lau <i>et al.</i> (2007); Xiong <i>et al.</i> (2019)	Porto Rico	ICC (2011)
Colômbia	MADS (2012)	Portugal	Portugal (2006); Portugal (2013)
Coréia do Sul	Park <i>et al.</i> (2015)	Reino Unido	BRE (2014)
Egito	Mahmoud (2011)	Romênia	Mureşan (2015)
Equador	MIDUVI (2011)	Rússia	SCCR (2012)
Eslováquia	STN (2012)	Singapura	Mughal <i>et al.</i> (2019)
Eslovênia	Pajek e Košir (2018)	Sri Lanka	SLSEA (2009)
Espanha	De la Flor (2008); Carpio <i>et al.</i> (2015); MF (2017, 2019)	Suécia	Hjorth <i>et al.</i> (2011)
Estados Unidos	ICC (2011); ASHRAE (2013a,b); Walsh <i>et al.</i> (2019)	Suíça	SIA (2010)
Finlândia	ME (2007)	Tailândia	Kunchornrat <i>et al.</i> (2009)
França	METL (2013); Molle e Patry (2013)	Taiwan*	Huang e Deringer (2007)
Grécia	Dascalaki <i>et al.</i> (2012)	Tanzânia	Roulet (2013)
Índia	GI-MP (2011)	Tunísia	ANER (2004)
Irã	Eshraghi <i>et al.</i> (2019)	Turquia	Pusat e Ekmekci (2016)
Israel	MEP-SI (2002); Erell <i>et al.</i> (2003)	Ucrânia	Pashynskiy <i>et al.</i> (2019)
Itália	Itália (2005)	Uruguai	UNIT (1999)
Rep.Tcheca	Pejter e Gebauer (2011)	Venezuela	Rosales (2007)

A partir do levantamento supracitado, constatou-se que apenas 8 das 83 publicações abarcadas na Tabela 1 remetiam ao uso de simulação do desempenho de edifícios em métodos de zoneamento climático, referentes a sete países: África do Sul (Conradie *et al.*, 2018), Chile (Verichev *et al.*, 2019), China (Xiong *et al.*, 2019), Espanha (MF, 2019), Estados Unidos (Walsh *et al.*, 2019), Marrocos (ADEREE, 2011a; ADEREE, 2011b) e Nicarágua (Walsh *et al.*, 2018).

Além disso, verificou-se que as obras de Carpio *et al.* (2015) para a Espanha, Verichev e Carpio (2018) para o Chile e Walsh *et al.* (2017b) para a Nicarágua, remetiam a pesquisas que serviram de base, respectivamente, à norma MF (2019) e aos trabalhos de Verichev *et al.* (2019) e Walsh *et al.* (2018). A fim de contextualizar o leitor quanto aos procedimentos prévios que conduziram os referidos autores ao uso de simulação em metodologias de zoneamento climático, optou-se por acrescentar estes 3 estudos ao rol de publicações a serem sistematizadas neste artigo de revisão.

Os modos como a simulação foi aplicada em cada um destes casos e os resultados desta aplicação serão discutidos no capítulo seguinte. Por fim, cabe pontuar que, como o foco desta investigação consiste em analisar especificamente a literatura em que a simulação foi aplicada à metodologia de construção ou validação do zoneamento climático, não foram incluídas na lista de publicações a serem revisadas os casos de países cujas zonas climáticas foram definidas a partir de dados climáticos (ou outros métodos) e, subsequentemente, utilizaram a simulação apenas para definir requisitos de projeto passivo ou de desempenho para cada zona.

Resultados e discussões

A Tabela 2 reúne os 11 trabalhos selecionados para serem sistematizados neste artigo de revisão, contemplando o país a que se referem, a autoria, tipo e aplicação do estudo, as revistas em que foram publicados e a quantidade de citações constantes no banco de dados do *Google Scholar*.

Os trabalhos dispostos na Tabela 2 demonstram que a linha de pesquisa do uso de simulação de edifícios em métodos de zoneamento climático é bastante recente, uma vez que os exemplares mais antigos possuem menos de uma década desde sua publicação (ADEREE, 2011a; ADEREE, 2011b). Aliás, grande parte desses estudos foram publicados a partir de 2017 (6 dos 8 casos da Tabela 2, ou seja, 75%). Em escala global, esse número representa cerca de 40% dos trabalhos publicados desde 2017 (6 dos 16 casos presentes na Tabela 1).

Os dados da bibliometria também mostram que Angélica Walsh detém o maior número de artigos publicados relativos ao tema desta pesquisa, com 4 ao todo, bem como é a mais citada entre os autores investigados na Tabela 2, com 69 citações, incluindo os cálculos do estudo de revisão da autora (Walsh *et al.*, 2017a), o qual consiste em uma referência

muito útil sobre a diversidade de procedimentos possíveis para realizar o zoneamento climático de um país. Acerca dos periódicos, a maior incidência entre os artigos selecionados foi a revista científica *Energy and Buildings*.

Os referidos percentuais podem ser indicativos do surgimento de uma tendência entre os autores com relação ao uso de simulação em metodologias de zoneamento climático. Não obstante, apenas Espanha e Marrocos têm documentos normativos vigentes em que as zonas climáticas foram definidas com base em resultados de simulação do desempenho de edifícios.

Tabela 2. Lista de publicações sistematizadas neste estudo de revisão.

País	Referências	Título da publicação	Tipo de publicação e aplicação	Periódico	Qtd. de citações
África do Sul	Conradie <i>et al.</i> (2018)	Degree-day building energy reference map for South Africa	Pesquisa científica contendo uma proposta de atualização do atual zoneamento climático sul-africano	<i>Building Research & Information</i>	4
Chile	Verichev e Carpio (2018)	Climatic zoning for building construction in a temperate climate of Chile	Pesquisa científica para atualização do atual zoneamento climático em parte do território chileno	<i>Sustainable Cities and Society</i>	12
	Verichev <i>et al.</i> (2019)	Assessing the applicability of various climatic zoning methods for building construction: Case study from the extreme southern part of Chile	Pesquisa científica para: (i) avaliação de métodos de zoneamento climático e (ii) determinação de parâmetros ótimos para elaboração de um zoneamento climático	<i>Building and Environment</i>	7
China	Xiong <i>et al.</i> (2019)	A hierarchical climatic zoning method for energy efficient building design applied in the region with diverse climate characteristics	Pesquisa científica para uma proposta de um novo método de zoneamento climático de maior resolução em uma região da China	<i>Energy and Buildings</i>	9

Continuação da Tabela 2. Lista de publicações sistematizadas neste estudo de revisão.

País	Referências	Título da publicação	Tipo de publicação e aplicação	Periódico	Qtd. de citações
Espanha	Carpio et al. (2015)	A proposed method based on approximation and interpolation for determining climatic zones and its effect on energy demand and CO2 emissions from buildings	Pesquisa científica para: (i) avaliar o zoneamento climático espanhol válido na época; (ii) avaliar sua atualização em curso e (iii) propor um novo método de zoneamento climático	Energy and Buildings	18
	MF (2019)	Documento Básico HE - Ahorro de Energía. Anejo B - Zonas climáticas	Documento em vigência na Espanha, contendo o zoneamento climático e requisitos de eficiência energética das edificações	Não se aplica	0
Estados Unidos	Walsh et al. (2019)	Validation of the climatic zoning defined by ASHRAE standard 169-2013	Pesquisa científica de validação de parte de um zoneamento climático	Energy Policy	0
Marrocos	ADEREE (2011a); ADEREE (2011b)	<i>Règlement Thermique de Construction au Maroc; Les éléments techniques du projet de la réglementation thermique du bâtiment au Maroc</i>	Regulamentos oficiais de eficiência energética das edificações atualmente vigentes no Marrocos	Não se aplica	0
Nicarágua	Walsh et al. (2017b)	Comparison of three climatic zoning methodologies for building energy efficiency applications	Pesquisa científica contendo três propostas de zoneamento climático distintas e comparação dos mapas resultantes	Energy and Buildings	21
Nicarágua	Walsh et al. (2018)	Performance-based validation of climatic zoning for building energy efficiency applications	Pesquisa científica de desenvolvimento de um método para validação de zoneamentos climáticos baseado em simulação de desempenho termo-energético de edifícios	Applied Energy	13

Ademais, da análise aos métodos de zoneamento climático elencados na Tabela 2, depreende-se que a simulação do desempenho de edifícios foi aplicada de três maneiras distintas: (i) para validação de zoneamentos climáticos originários a partir de outros métodos, (ii) como técnica para definição das zonas climáticas em conjunto com outras metodologias e (iii) como a principal ferramenta para definição das zonas climáticas. Diante disso, as publicações foram agrupadas e sistematizadas de acordo com o modo de aplicação da simulação computacional de edificações.

Sistematização das publicações selecionadas

Os métodos de zoneamento climático presentes nas publicações selecionadas nesta revisão foram sistematizados na Tabela 3. Também foram incluídas, quando disponíveis, informações relativas: (i) aos programas de simulação do desempenho de edificações utilizados, (ii) aos modelos computacionais simulados, (iii) às variáveis, técnicas ou parâmetros empregados nos métodos de zoneamento climático e (iv) aos resultados obtidos em cada estudo.

Nesta seção são sistematizados os estudos nos quais a simulação do desempenho de edifícios é aplicada para validação de zoneamentos climáticos originários a partir de outras metodologias, a começar pelo caso da Nicarágua.

A Nicarágua não dispõe de documentos oficiais (normativas e regulamentos) de eficiência energética das edificações. De modo pioneiro, Walsh *et al.* (2017b) desenvolveram mapas para o zoneamento climático deste país, com o intuito de fornecer suporte aos projetistas e autores de políticas energéticas. Os mapas foram criados a partir de três metodologias muito utilizadas em zoneamentos climáticos: (i) graus-dia, calculados com base no método da ASHRAE *Standard* 169:2013 (ASHRAE, 2013b); (ii) análise de *cluster* (para dois, três e quatro grupos de zonas climáticas); e (iii) divisões administrativas.

Os zoneamentos derivados desses métodos foram então sobrepostos em um único mapa. Ao compararem os resultados desta sobreposição, os referidos autores verificaram que em 63% do território as zonas climáticas concordavam entre si, enquanto que em 37% a classificação divergia dependendo da metodologia considerada. Assim, Walsh *et al.* (2017b) não conseguiram identificar qual dentre os métodos era o mais adequado para o zoneamento climático do país. Diante dessa impossibilidade, Walsh *et al.* (2018) apresentaram um método para validação de zoneamentos climáticos com base em resultados de simulação do desempenho termoenergético de edificações, procedimento até então inédito na literatura.

A Figura 2 ilustra a abordagem proposta pelos autores para aceite de um zoneamento climático.

Tabela 3. Sistematização das publicações selecionadas neste estudo de revisão.

País	Marrocos	África do Sul	China	Estados Unidos
Referências	ADEREE (2011a,b)	Conradie, <i>et al.</i> (2018)	Xiong <i>et al.</i> (2019)	Walsh <i>et al.</i> (2019)
Metodologias de zoneamento climático abordadas nas publicações sistematizadas	Definição das zonas climáticas a partir do nível de similaridade exibido nos resultados de simulação do consumo de energia anual normalizado do estoque de edificações marroquino, em diversos pontos do território do país.	4 métodos de zoneamento foram avaliados, sendo: i) Classificação de Köppen–Geiger, ii) Temperatura Efetiva Padrão, iii) Graus-dia, iv) Graus-dia combinado com resultados de simulação do consumo de energia de edifícios.	Novo método de zoneamento em duas camadas (sub-zonas climáticas), combinando graus-dia, análise de <i>cluster</i> e validado por simulação termoenergética de edificações.	Validação de zoneamento climático (definido a partir do método de graus-dia da ASHRAE Standard 169:2013) com base nos resultados de simulação do consumo de energia de diversos edifícios para região da costa leste dos Estados Unidos (abrangendo 4 zonas climáticas ao todo).
(1) Programa de simulação utilizado no método (2) Descrição dos modelos de edifícios usados na simulação	(1) TRNSYS. (2) 7 arquétipos, envolvendo 2 edifícios residenciais, 1 comercial, 1 hotel, 1 hospital, 1 escola e 1 edifício público.	(1) ECOTECT. (2) modelo de edifício de escola pública representativa sul-africana.	(1) EnergyPlus. (2) modelo de edifício residencial chinês de 9 pavimentos e 36 apartamentos ao todo.	(1) EnergyPlus. (2) 13 arquétipos típicos do estoque de edifícios do país (multipavimentos, hotéis, escritórios, restaurantes, lojas e escolas) adaptados às 4 ZC, totalizando 52 modelos.
(1) Variáveis climáticas, (2) técnicas para avaliação do desempenho termoenergético / processamento de dados climáticos (3) outros parâmetros considerados nos métodos de zoneamento climático	(1) - (2) graus-dia, simulação do desempenho do estoque de edifícios. (3) -	(1) temperatura do ar, umidade relativa, velocidade do vento e precipitação pluviométrica. (2) graus-dia, simulação do desempenho de edifícios, cartas psicrométricas. (3) classificação de Köppen-Geiger, índices de conforto térmico, previsão das mudanças climáticas futuras.	(1) temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. (2) graus-dia, simulação do desempenho de edifícios, análise de <i>cluster</i> . (3) divisões administrativas municipais, proximidade com o oceano.	(1) - (2) graus-dia, simulação do desempenho do estoque de edifícios. (3) -
Resultados Legenda: ZC = Zonas Climáticas ZB = Zonas Bioclimáticas	6 ZC definidas para o Marrocos, representadas por sedes administrativas.	7 ZC foram definidas para todo o país com base no método de graus-dia combinado com simulação do desempenho de edifícios.	7 Subzonas climáticas para a região de clima do tipo VQIF - verões quentes e invernos frios da China.	Não foram definidas ZC. Autores identificaram cerca de 10% das áreas do atual zoneamento climático como potencialmente classificadas de maneira incorreta.

Continuação da Tabela 3. Sistematização das publicações selecionadas neste estudo de revisão.

País	Chile		Espanha
Referências	Verichev <i>et al.</i> (2019)	Verichev e Carpio (2018)	MF (2019)
Metodologias de zoneamento climático abordadas nas publicações sistematizadas	3 métodos de zoneamento inicialmente abordados: i) Graus-dia de aquecimento; ii) Análise de <i>cluster</i> ; iii) Classificação de Köppen. Além disso, os autores avaliaram os zoneamentos: chileno vigente; bioclimático de Köppen e da análise de <i>cluster</i> com base nos resultados de simulação do consumo de energia de edifícios. Também determinaram os parâmetros ótimos para desenvolver um novo método de zoneamento climático para o sul do Chile.	Definição do índice de severidade climática para verão e inverno no sul do Chile.	Índice de severidade climática para verão e inverno, combinado aos resultados de múltiplas simulações de energia de diversas tipologias habitacionais para 52 capitais provinciais da Espanha. Os resultados das simulações foram utilizados para definir índices limitantes que reflitam o nível relativo de consumo de energia das residências espanholas.
(1) Programa de simulação utilizado no método (2) Descrição dos modelos de edifícios usados na simulação	(1) Green Building Studio (GBS). (2) modelo de residência unifamiliar modelada conforme os requisitos contidos nos regulamentos técnicos chilenos.	-	(1) e (2) Não informado.
(1) Variáveis climáticas, (2) técnicas para avaliação do desempenho termoenergético / processamento de dados climáticos (3) outros parâmetros considerados nos métodos de zoneamento climático	(1) temperatura do ar, radiação solar, precipitação anual, umidade relativa e velocidade do vento. (2) graus-dia, simulação do desempenho de edifícios, análise de cluster. (3) classificação de Köppen-Geiger.	(1) temperatura do ar, radiação solar. (2) graus-dia. (3) índice de severidade climática, altitude, distância do oceano.	(1) temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa. (2) graus-dia, simulação termoenergética de edifícios. (3) altitude, distância do oceano, divisões administrativas das províncias, índice de severidade climática.
Resultados Legenda: ZC = Zonas Climáticas ZB = Zonas Bioclimáticas	Graus-dia: 5 ZC*. Análise de <i>cluster</i> : 4 ZC*. Mapa de Köppen: 6 ZB*. * Região Sul do Chile. Parâmetros ótimos: (i) simulação do consumo de energia de aquecimento de edifícios. (ii) valores de graus-dia de aquecimento e (iii) de radiação solar direta.	3 Zonas Térmicas para o Sul do Chile (equivalentes às zonas climáticas).	14 possíveis combinações para toda a Espanha. As ZC são identificadas a partir da combinação de letras (correspondentes à ZC de inverno), números (ZC de verão), limite da demanda de energia, localização do município e altitude.

Continuação da Tabela 3. Sistematização das publicações selecionadas neste estudo de revisão.

País	Espanha	Nicarágua	
Referências	Carpio <i>et al.</i> (2015)	Walsh <i>et al.</i> (2018)	Walsh <i>et al.</i> (2017b)
Metodologias de zoneamento climático abordadas nas publicações sistematizadas	Novo método de zoneamento climático baseado em funções de aproximação e interpolação testado na região da Andaluzia. As zonas climáticas foram definidas com base no índice de severidade climática. Resultados das simulações das demandas de energia de edifícios foram utilizados para comparar o zoneamento proposto com os zoneamentos da Espanha vigentes à época.	Validação de zoneamentos climáticos elaborados por Walsh <i>et al.</i> (2017b) para a Nicarágua (métodos: da ASHRAE 169-2013 de graus-dia para 3 ZC, análise de <i>cluster</i> para 3 e 4 ZC e divisões administrativas com 3ZC), com base nos resultados de simulação de desempenho de edificações típicas nicaraguenses.	3 métodos de zoneamento climático, sendo: i) Graus-dia (com base no método <i>ASHRAE Standard 169:2013</i> e suas variantes). ii) Análise de <i>cluster</i> para dois, três e quatro agrupamentos. iii) Divisões administrativas da Nicarágua com base em três regiões geográficas. Sobreposição dos mapas para verificação do nível de similaridade / discordância.
(1) Programa de simulação utilizado no método (2) Descrição dos modelos de edifícios usados na simulação	(1) CERMA. (2) modelo de residência unifamiliar de três pavimentos típica da Andaluzia.	(1) EnergyPlus. (2) 4 arquétipos representados por uma tipologia padrão de residência térrea unifamiliar (i) comumente encontrada na Nicarágua, (ii) com taxa fixa de mudança de ar, (iii) com orientação alternativa e (iv) com o envelope melhorado.	-
(1) Variáveis climáticas, (2) técnicas para avaliação do desempenho termoenergético / processamento de dados climáticos (3) outros parâmetros considerados nos métodos de zoneamento climático	(1) temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa. (2) simulação térmica de edifícios. (3) altitude, distância do oceano, divisões administrativas das províncias, índice de severidade climática.	(1) - (2) graus-hora de desconforto, simulação do desempenho de edifícios. (3) -	(1) temperatura do ar, radiação solar, umidade relativa, precipitação pluviométrica, velocidade e direção do vento. (2) graus-dia, análise de <i>cluster</i> . (3) divisões administrativas do país, índices de conforto térmico adaptativo.
Resultados Legenda: ZC = Zonas Climáticas ZB = Zonas Bioclimáticas	11 possíveis combinações de ZC para a Andaluzia. Resultados das simulações demonstraram que os zoneamentos da Espanha (vigente à época) poderiam negligenciar o consumo de energia de edifícios e as emissões de CO ₂ .	O mapa de 3ZC da análise de <i>cluster</i> apresentou os melhores resultados, com 18% em média de áreas incorretamente classificadas, seguido pelo método de graus-dia com 20% de imprecisão e as divisões administrativas com cerca de 30% das áreas classificadas incorretamente.	3 ZC pelo método ASHRAE. 2, 3, 4 ZC a partir da análise de <i>cluster</i> . 3 ZC por divisões administrativas. Discordância de até 37% das áreas alvo do zoneamento entre os métodos estudados.

A simulação computacional de edifícios enquanto ferramenta para fins de validação de zoneamentos climáticos – os casos de Nicarágua, Estados Unidos, Chile e China

Nesta seção são sistematizados os estudos nos quais a simulação do desempenho de edifícios é aplicada para validação de zoneamentos climáticos originários a partir de outras metodologias, a começar pelo caso da Nicarágua.

A Nicarágua não dispõe de documentos oficiais (normativas e regulamentos) de eficiência energética das edificações. De modo pioneiro, Walsh *et al.* (2017b) desenvolveram mapas para o zoneamento climático deste país, com o intuito de fornecer suporte aos projetistas e autores de políticas energéticas. Os mapas foram criados a partir de três metodologias muito utilizadas em zoneamentos climáticos: (i) graus-dia, calculados com base no método da ASHRAE *Standard* 169:2013 (ASHRAE, 2013b); (ii) análise de *cluster* (para dois, três e quatro grupos de zonas climáticas); e (iii) divisões administrativas.

Os zoneamentos derivados desses métodos foram então sobrepostos em um único mapa. Ao compararem os resultados desta sobreposição, os referidos autores verificaram que em 63% do território as zonas climáticas concordavam entre si, enquanto que em 37% a classificação divergia dependendo da metodologia considerada. Assim, Walsh *et al.* (2017b) não conseguiram identificar qual dentre os métodos era o mais adequado para o zoneamento climático do país. Diante dessa impossibilidade, Walsh *et al.* (2018) apresentaram um método para validação de zoneamentos climáticos com base em resultados de simulação do desempenho termoenergético de edificações, procedimento até então inédito na literatura. A Figura 2 ilustra a abordagem proposta pelos autores para aceite de um zoneamento climático.

Com base no nível de descompasso entre a variação climática e o desempenho das edificações em cada zona climática, Walsh *et al.* (2018) verificaram a precisão de quatro zoneamentos climáticos, frutos de sua pesquisa anterior, sendo um do método de graus-dia (ASHRAE, 2013b), dois da análise de *cluster* (para três e quatro zonas climáticas) e um de divisões administrativas (Walsh *et al.*, 2017b).

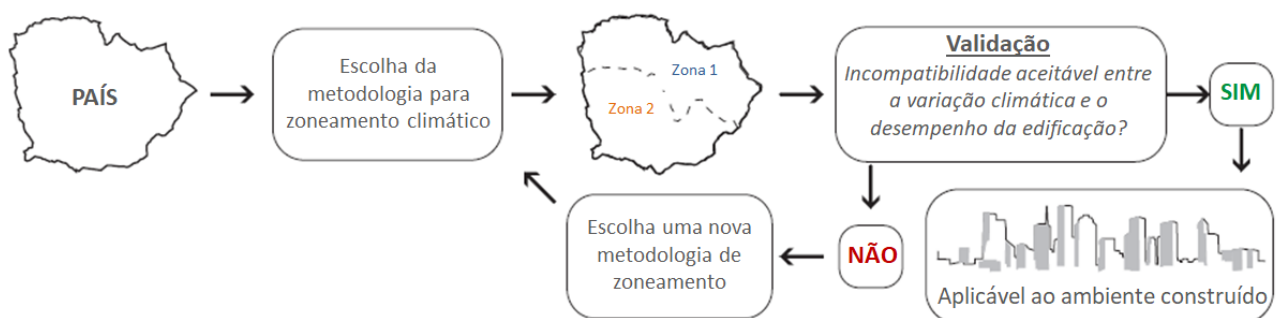


Figura 2. Fluxograma para aceite de uma metodologia de zoneamento climático.

Para realizar as simulações, os autores formularam quatro arquétipos representativos do estoque das edificações nicaraguenses, variando sua localização espacial e orientações em 328 pontos do território do país. O software *EnergyPlus* foi utilizado para condução das simulações do desempenho termoenergético das edificações. Os resultados, expressos em termos de graus-hora de desconforto térmico ao longo de um ano (tido pelos autores como indicadores mais adequados à realidade das edificações nacionais) foram georreferenciados por meio do programa *ArcGIS 10.5* para construção de mapas de desempenho.

Os mapas de desempenho de cada arquétipo foram então utilizados para calcular o percentual de áreas erroneamente classificadas (PAE) em cada um dos quatro zoneamentos. A média dos valores de PAE (chamada de PMAE) representa o índice utilizado por Walsh *et al.* (2018) para avaliar a qualidade do zoneamento climático. Dentre os zoneamentos analisados, a análise de *cluster* para três zonas climáticas apresentou o melhor resultado, com um PMAE de 18%, enquanto o zoneamento climático oriundo de divisões administrativas apresentou, em média, 30% das áreas classificadas incorretamente.

À sequência, Walsh *et al.* (2019) avaliaram a precisão de uma parte do zoneamento climático dos Estados Unidos, desenvolvido com base no método graus-dia definido pela ASHRAE *Standard 169* (ASHRAE, 2013b). A região analisada estendia-se por quatro zonas climáticas, abrangendo os estados da Flórida, Geórgia e Tennessee. Nesse novo estudo, os autores simularam 52 arquétipos (envolvendo edifícios multifamiliares, hotéis, escritórios, escolas, lojas e restaurantes) que atendiam aos requisitos de energia dessas zonas climáticas constantes na ASHRAE *Standard 90.1* (ASHRAE, 2013a).

Diferentemente do que fora considerado para a Nicarágua, Walsh *et al.* (2019) agora adotaram a demanda de energia para refrigeração e aquecimento dos edifícios como indicador de desempenho. Ao quantificarem o nível de discordância entre o zoneamento climático e o desempenho dos arquétipos, os autores verificaram uma forte correlação entre graus-dia e o consumo de energia dos modelos analisados. Ainda assim, o PMAE indicou que 10% das áreas podem ter sido erroneamente classificadas no zoneamento climático norte-americano para as regiões avaliadas (ASHRAE, 2013b).

Outro país abrangido neste estudo de revisão é o Chile, representado pelas pesquisas de Verichev e Carpio (2018) e Verichev *et al.* (2019). A princípio, Verichev e Carpio (2018) aplicaram o método de severidade climática para redefinir as zonas climáticas da parte Sul do território do país e atualizar o vigente zoneamento climático chileno (MINVU, 2008). O método do índice de severidade climática reflete a relação entre as necessidades de energia de um edifício e as características climáticas locais. Os resultados demonstraram que 20% das zonas climáticas da região diferiam do zoneamento climático vigente.

Após isso, Verichev *et al.* (2019) simularam o consumo de energia para aquecimento (expresso em kWh/m²/ano) de uma edificação unifamiliar distribuída em 680 pontos geográficos do sul chileno. O arquétipo simulado preenchia todos os requisitos das normativas nacionais de eficiência energética do país. Os resultados das simulações foram usados para avaliar três métodos de zoneamento climático: (i) bioclimático de Köppen, (ii) da análise de *cluster* para 4 grupos (zonas térmicas) e (iii) graus-dia de aquecimento (MINVU, 2018). Os autores então verificaram que os referidos métodos não eram suficientemente adequados para realizar o zoneamento climático para os edifícios situados nesta região, em especial nos locais mais frios.

Ademais, os autores identificaram possíveis parâmetros ótimos para o desenvolvimento de um novo método de zoneamento climático, combinando: (i) o nível de consumo de energia para aquecimento com base em simulação computacional termoenergética de edificações, uma vez que este mostrou-se o parâmetro mais sensível ao clima frio característico do sul chileno; (ii) os valores climáticos de graus-dia de aquecimento e (iii) os valores climáticos da radiação solar direta. Todavia, o procedimento proposto deverá ainda ser testado em trabalhos futuros.

Paralelamente a Verichev *et al.* (2019), Xiong *et al.* (2019) propuseram um novo método de zoneamento climático testado em parte do território chinês. Trata-se de um procedimento refinado para definição de zonas climáticas menores e mais homogêneas: as subzonas climáticas. Para tanto, os referidos autores utilizaram a análise de *cluster* combinada a estratégias passivas de conforto térmico, em uma abordagem de duas camadas: na primeira etapa do método as zonas climáticas são definidas com base no cálculo de graus-dia para aquecimento e refrigeração. Depois, foram acrescentadas as seguintes variáveis climáticas: radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento para definição do zoneamento climático.

Para validar as novas subzonas climáticas, Xiong *et al.* (2019) efetuaram simulações no *EnergyPlus* das demandas de energia de aquecimento e refrigeração de um tipo de edifício residencial chinês padrão (descrito na Tabela 3), em 17 cidades principais da região estudada (zona de verão quente e inverno frio da China). Os resultados das simulações indicaram forte convergência entre a localização de cada município, o desempenho das edificações e as respectivas subzonas climáticas obtidas pelo novo método.

Por fim, é possível concluir que os métodos de zoneamento climático propostos pelos diferentes autores abordados nesta Seção tornam-se mais precisos e, principalmente, mais adequados para uso em políticas, programas e normativas de eficiência energética das edificações de seus países de origem, quando submetidos a procedimentos de validação de suas zonas climáticas com base nos resultados de simulação computacional termoenergética.

O uso de simulação do desempenho de edificações como técnica complementar em métodos de zoneamento climático – o caso da África do Sul e da Espanha

Nesta Seção são sistematizados os estudos nos quais a simulação é aplicada em conjunto com outros métodos para a construção do zoneamento climático de um país. Nesse sentido, Van Reenen e Bole (2018) identificaram a necessidade de atualização do zoneamento climático SANS 204 (SANS, 2011), presente nos regulamentos normativos de eficiência energética das edificações em vigor na África do Sul.

Em face do exposto, os autores avaliaram mapas de zoneamento climático oriundos de diferentes métodos: (i) classificação de Köppen–Geiger; (ii) Temperatura Efetiva Padrão (TEP) e (iii) graus-dia com mapas distintos para aquecimento e refrigeração (Tabela 3), com o intuito de estabelecer um procedimento em que a realidade climática fosse conciliada às demandas anuais de aquecimento e arrefecimento do estoque de edificações sul-africana.

O *software Ecotect* foi utilizado para simular o desempenho termoenergético de um modelo de edifício típico da África do Sul, previamente calibrado de acordo com um edifício real de escola situado em Pretória, capital administrativa do país. A zona de conforto térmico interno foi modelada para uma faixa de 18 a 26 °C. As saídas remetiam a dados anuais de consumo de energia de aquecimento e resfriamento (em KWh) para 54 localidades distribuídas ao longo do território sul-africano (por disporem de dados climáticos).

Ao correlacionar os resultados de desempenho termoenergético do edifício nos vários pontos simulados com os mapas citados, Conradie *et al.* (2018) verificaram que o zoneamento do SANS 204 e do método de TEP não expressam adequadamente as interações entre o clima e o estoque de edificações em cada local. O mapa de Köppen-Geiger, por sua vez, é preciso do ponto de vista exclusivamente climático, mas negligencia o desempenho térmico e consumo de energia dos edifícios do país, tornando-o inadequado para compor regulamentos de eficiência energética da África do Sul.

Os zoneamentos climáticos derivados dos graus-dia apresentaram forte correlação com as demandas de energia para arrefecimento e aquecimento das edificações. Logo, ambos os mapas foram sobrepostos, resultando em um único zoneamento climático para a África do Sul, cujas zonas climáticas finais derivam dos resultados das simulações computacionais do consumo de energia de edifícios combinado aos indicadores de graus-dia.

Outro exemplo de país em que a simulação termoenergética foi utilizada como técnica complementar na definição das zonas climáticas é a Espanha. Inicialmente, Carpio *et al.* (2015) propuseram um novo método de zoneamento climático baseado em funções de aproximação e interpolação. Além disso, os autores utilizaram os resultados de simulações das demandas de

energia de uma tipologia residencial de três pavimentos típica da região sul do país, para avaliar os zoneamentos (i) da Espanha em vigência na época e (ii) sua atualização em curso, ambos hodiernamente expressos pelo documento MF (2019).

Em suma, os autores verificaram que os zoneamentos climáticos da época negligenciavam o consumo de energia dos edifícios e as emissões de CO₂ em algumas áreas da Andaluzia. Conquanto, os resultados das simulações não foram utilizados para outro propósito além da análise do desempenho da edificação nas zonas climáticas. Ainda assim, este estudo é útil para demonstrar o poder dos mecanismos computacionais de simulação na avaliação da qualidade dos mapas de zoneamento climático, em conjunto com os demais estudos de validação já descritos.

Na atualidade, o zoneamento climático espanhol é baseado em índices que limitam o consumo de energia das edificações de acordo com a zona climática (de verão e inverno), sua localização (província) e a altitude local. Os valores de consumo de energia foram definidos com base nos resultados de simulações do desempenho termoenergético de diversos tipos de edificações em múltiplos pontos do território nacional (Verichev *et al.*, 2019; MF, 2019). Contudo, o documento de eficiência energética da Espanha (MF, 2019) carece de informações mais detalhadas sobre o método empregado para as simulações e definição das zonas climáticas.

Aplicação da simulação termoenergética de edifícios na definição das zonas climáticas e o impacto nos regulamentos de energia – o caso do Marrocos

De todos os países investigados nesta pesquisa (Tabela 1), o Marrocos foi o que apresentou a maior disponibilidade de informações acerca da relação entre o zoneamento climático e ganhos no desempenho termoenergético das edificações. As principais referências do país provêm dos relatórios da Agência para o Desenvolvimento de Energias Renováveis e Eficiência Energética (ADEREE), órgão público pertencente ao Ministério de Minas, Energia, Água e Ambiente do Marrocos (ADEREE, 2011a).

Esses relatórios são parte do programa de eficiência energética marroquino, e versam sobre o Regulamento Térmico para o setor de habitações (ADEREE, 2011a) e os elementos de projeto desse Regulamento (ADEREE, 2011b). O zoneamento climático do Marrocos foi desenvolvido exclusivamente para atender as necessidades dessas regulamentações, com base nos resultados de simulação de desempenho de edificações e análises paramétricas.

De acordo com o relatório ADEREE (2011a), mais de 400 simulações do desempenho de edifícios foram realizadas no *software TRNSYS* para 12 cidades marroquinas e 7 modelos representativos (arquetipos) do estoque de edificações do país, composto por dois edifícios residenciais, um comercial, um hotel, um hospital, uma escola e um edifício público.

Esses modelos de referência foram submetidos a análises paramétricas variando-se os seguintes parâmetros: propriedades termofísicas dos materiais de construção, padrões de ocupação, condições de uso das edificações, presença de isolamento térmico e sombreamento.

Os resultados das simulações foram expressos em termos de consumo de energia anual normalizado (em KWh/m²/ano). As zonas climáticas, então, foram definidas com base nas similaridades exibidas entre os valores simulados das demandas de energia para resfriamento e para aquecimento das edificações, conforme pode ser observado pela Figura 3.

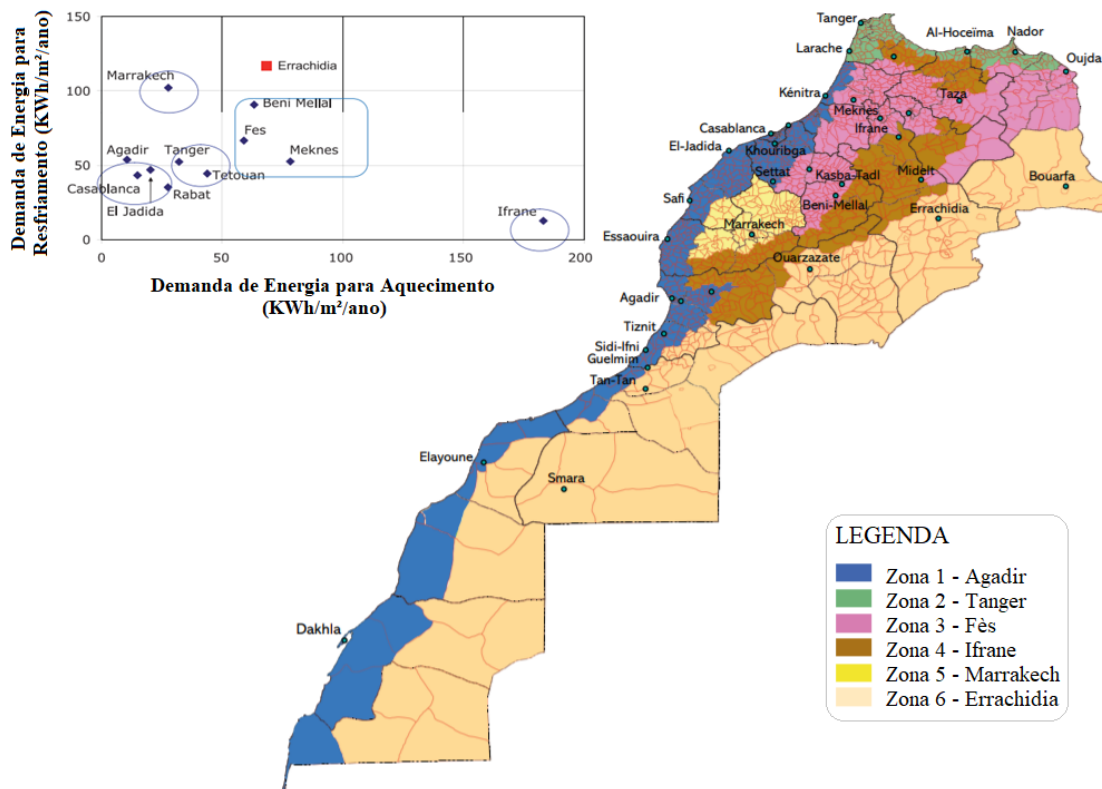


Figura 3. Zoneamento climático do Marrocos.

No intuito de facilitar a aplicação dos regulamentos de energia, as zonas climáticas foram circunscritas dentro das divisões administrativas do país: *Agadir*, *Tanger*, *Fès*, *Ifrane*, *Marrakech* e *Errachidia*, respectivamente. O zoneamento marroquino é relativamente novo quando comparado aos demais analisados por esta revisão, datando o ano de 2009. Esse foi o único caso encontrado na literatura em que os resultados de simulação foram utilizados como o principal parâmetro para definição das zonas climáticas.

Os regulamentos da ADEREE (2011a,b) também avaliaram o impacto de economia de energia para aquecimento e refrigeração das edificações, após a implementação dos requisitos prescritos para os edifícios em cada zona climática. Os resultados apontam uma economia de energia média de 22 KWh/m²/ano para aquecimento e resfriamento das edificações, podendo chegar até 75 KWh/m²/ano dependendo da zona climática considerada.

Considerações finais sobre o panorama do uso de simulação do desempenho de edifícios em métodos de zoneamento climático

A sistematização das publicações abarcadas neste estudo de revisão contribuiu para estabelecer o estado da arte acerca dos modos de uso da simulação do desempenho de edificações em metodologias de zoneamento climático e os resultados decorrentes dessa aplicação. A fim de consolidar o panorama até então apresentado, nesta Seção serão discutidos alguns pontos fundamentais evidenciados neste levantamento.

A princípio, em contexto global, verificou-se que o artigo de Walsh *et al.* (2017a) era o único estudo de revisão disponível na literatura que retratasse a diversidade dos métodos possíveis para realizar o zoneamento climático de um país. Apesar disso, em um contexto restrito, não foi encontrado nenhum outro estudo de revisão que se aprofundasse no uso de simulação em metodologias de zoneamento climático. Tal fato demonstra a carência na literatura de publicações nesse sentido e atesta a novidade desta pesquisa para a comunidade científica.

Ademais, ao analisar os diferentes métodos utilizados para o zoneamento climático de 63 países e 1 nação insular (Tabela 1), verificou-se que:

- Os zoneamentos climáticos podem originar-se de três abordagens distintas: (i) centradas no clima, (ii) baseadas em desempenho ou (iii) fundamentadas em outros critérios;
- Não há consenso entre os autores acerca da metodologia mais adequada para realizar o zoneamento climático de um país.

Com relação às abordagens, o primeiro grupo considera principalmente o tipo de clima atuante em cada região alvo do zoneamento climático, sendo as zonas diferenciadas por padrões climáticos. As abordagens baseadas em desempenho conciliam as influências do clima no desempenho termoenergético do estoque de edificações. Nesse grupo, a definição das zonas climáticas leva em consideração o tipo de edificação característica de cada local, o consumo de energia, o conforto térmico dos ocupantes etc. Há ainda abordagens fundamentadas em outros critérios, as quais não consideram o clima e nem o desempenho das edificações como preponderantes na delimitação das zonas climáticas, mas sim aspectos geográficos ou relacionados a divisões administrativas do território do país.

Logo, do ponto de vista de políticas e programas de eficiência energética das edificações, os métodos cuja abordagem busca conciliar as interações climáticas com o desempenho do ambiente construído mostram-se mais adequados para compor regulamentos de energia. Isto posto, quanto à falta de consenso sobre o procedimento mais apropriado para construir o zoneamento climático de um país, acredita-se que uma padronização da técnica utilizada para processamento de dados climáticos e análise do desempenho de edifícios seria o princípio de uma solução.

Nesse sentido, no rol das ferramentas comumente utilizadas (dispostas na Tabela 4) a simulação computacional termoenergética de edifícios é um mecanismo suficientemente robusto para lidar com as complexas interações entre o clima e o desempenho do estoque de edificações de um país. Aliás, com relação ao uso de simulação em específico, observou-se uma tendência entre os autores em aplicá-la tanto para validação, definição ou ajuste das zonas climáticas, com ótimos resultados obtidos. Aliás, nas pesquisas em que diferentes métodos eram comparados, os autores unanimemente escolhiam aquele em que o zoneamento climático estava condizente com os resultados das simulações do desempenho de edifícios.

Tabela 3. Variáveis, técnicas e demais parâmetros encontrados nas metodologias de zoneamento climático de 63 países e 1 Estado insular.

Classificação	Variável, técnica ou parâmetro utilizado no zoneamento climático
Variáveis climáticas	Temperatura Umidade relativa Radiação solar Precipitação pluviométrica Direção e velocidade do vento Amplitude térmica
Técnicas para avaliação do desempenho termoenergético de edifícios e processamento de dados climáticos	Graus-dia de aquecimento/resfriamento Graus-hora de desconforto térmico Simulação do desempenho de edificações Análise de <i>cluster</i> Carta bioclimática de Givoni Tabelas de Mahoney
Outros parâmetros	Altitude Divisões administrativas Sazonalidade Arquitetura vernacular Classificação de Köppen-Geiger Índices de conforto térmico Impacto / Previsão das mudanças climáticas Inversão térmica Índice de severidade climática Distância em relação ao Oceano Dimensões de aglomeração urbana

Tal fato evidencia que a adoção de simulação conduz às melhores práticas para realizar o zoneamento climático de um país e, portanto, é a ferramenta mais adequada para a padronização da técnica. Ademais, o uso de simulação contribui para minimizar outro grande problema identificado neste artigo: a prática de considerar os zoneamentos válidos *per se* após concluídos, algo bastante comum antes do desenvolvimento dos métodos de validação.

Contudo, também foram identificados alguns fatores limitantes ao uso dessa ferramenta em metodologias de zoneamento climático. O primeiro é que essa é uma linha de pesquisa recente e ainda pouco explorada na literatura. Outro fator que pode restringir seu uso é a necessidade de dados climáticos detalhados, os quais nem sempre estão disponíveis dependendo da região analisada. Além disso, os modelos considerados nos métodos devem ser representativos do estoque de edifícios local, mas em muitos países há carência de dados sobre as tipologias arquitetônicas típicas, bem como das taxas de ocupação das mesmas e dos modos de uso e operação dos sistemas de condicionamento de ar, ventilação, iluminação etc.

Da análise às publicações referentes aos zoneamentos climáticos de 64 nações (Tabela 1), foi encontrada uma ampla gama de parâmetros considerados nos métodos, envolvendo: (i) variáveis climáticas, (ii) técnicas para processamento de dados climáticos e avaliação do consumo de energia e conforto térmico das edificações e (iii) parâmetros complementares, os quais foram compilados na Tabela 4.

Com relação ao uso de simulação do desempenho de edifícios em metodologias de zoneamento climático, da análise às 13 metodologias sistematizadas neste estudo de revisão, constatou-se que esta ferramenta era comumente aplicada em conjunto com os indicadores de graus-dia para arrefecimento / aquecimento ou graus-hora de desconforto por calor/frio, o que ocorreu em cerca de 60% dos casos (Figura 5).

Ainda assim, a análise de *cluster* combinada à simulação do desempenho de edifícios parece fornecer os melhores resultados para realizar o zoneamento climático de um país, embora essa combinação tenha ocorrido em apenas 20% dos casos em que a simulação foi utilizada. Com relação às variáveis climáticas, a temperatura do ar aparece em todas as vezes que a simulação foi aplicada às metodologias de zoneamento climático.

A Figura 4 resume a quantidade de vezes em que cada variável, técnica ou parâmetro foi utilizado nos métodos de zoneamento climático presentes nos estudos sistematizados neste artigo.

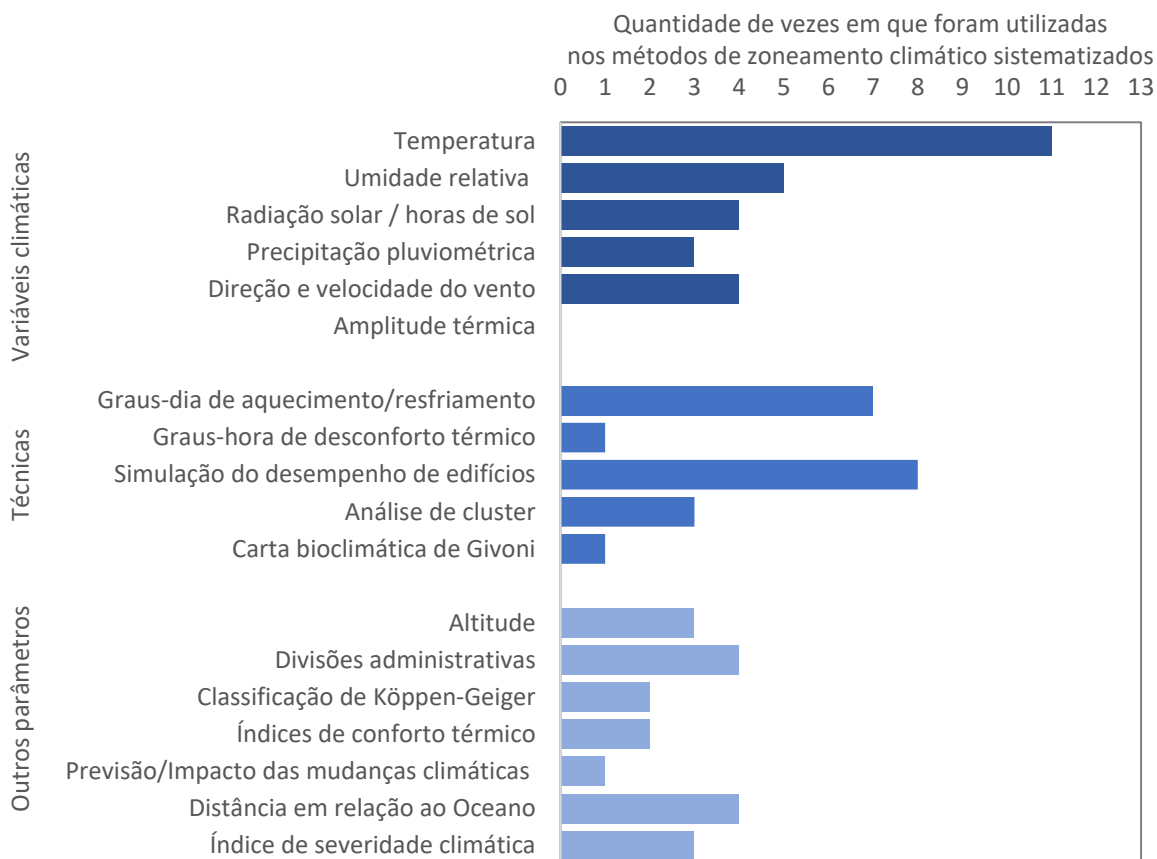


Figura 4. Ocorrência nos métodos de zoneamento climático de: variáveis climáticas, técnicas para avaliação do consumo de energia e outros parâmetros complementares.

Foi detectada também a ocorrência de um novo parâmetro em procedimentos de zoneamentos climáticos: o impacto ou a previsão das mudanças climáticas. De fato, as mudanças climáticas tem ocorrido de forma mais contundente nas últimas décadas (Ferreira da Costa *et al.*, 2018). A avaliação das mudanças climáticas possibilita compatibilizar os dados de clima medidos com previsões das variações de temperatura futuras (Roriz, 2012b). A constatação desse parâmetro é inédita, uma vez que não foi identificado no levantamento de Walsh *et al.* (2017a).

Outrossim, na época em que realizaram seu estudo, Walsh *et al.* (2017a) identificaram quatro ocorrências do uso de simulação em metodologias de zoneamento climático. Agora, esse número subiu para oito, o que pode indicar o possível surgimento de uma tendência entre os formuladores de zoneamento climático. Sem embargo, também é importante salientar que a

maioria dos estudos levantados referem-se a propostas ou pesquisas acadêmicas, de modo que Marrocos e Espanha permanecem como os únicos representantes em que o zoneamento vigente é fruto dos resultados de simulação de edificações, o que corresponde a 3% do total de países investigados. O baixo percentual atesta que a simulação computacional de edifícios ainda é pouco explorada na construção de zoneamentos climáticos.

Ainda assim, o panorama do uso de simulação demonstrou o grande potencial dessa ferramenta para avaliação da precisão dos zoneamentos climáticos criados a partir de outros métodos, uma vez que os autores comumente optavam pelo zoneamento mais próximo do mapa de desempenho e, não raro, ajustavam as zonas climáticas com base nos resultados das simulações ou, ainda, propunham a construção de novos zoneamentos climáticos adequados ao estoque de edificações de cada país. Verichev *et al.* (2019) constataram, inclusive, que a simulação é um dos parâmetros ótimos para a criação de zoneamentos climáticos destinados a regulamentos de eficiência energética das edificações.

Portanto, em resposta à questão central deste estudo de revisão, o consenso entre os autores evidencia que o uso dessa ferramenta resulta em zoneamentos climáticos mais adequados para aplicação em políticas e documentos normativos de eficiência energética. Os formuladores de políticas e regulamentos de energia podem usar as informações contidas nesta pesquisa para ponderar acerca da importância de cada método na definição dos zoneamentos climáticos e direcionar esses documentos conforme os tipos de edificações específicas de cada país.

Conclusões

Este estudo examinou 83 publicações referentes ao zoneamento climático de 64 nações, a fim de estabelecer o panorama do uso de simulação do desempenho de edifícios em metodologias de zoneamento climático. Dessa análise, foram extraídas as seguintes conclusões:

- Há carência na literatura de estudos de revisão que investiguem o uso de simulação em metodologias de zoneamento climático e os resultados dessa aplicação.
- Nos estudos em que a simulação do desempenho de edifícios foi utilizada, verificou-se que os resultados de simulação foram aplicados tanto para validação de zoneamentos climáticos quanto para definição de zonas climáticas.
- Dentre as 64 nações investigadas, apenas em sete foram encontrados estudos em que a simulação foi, de algum modo, usada no método de zoneamento climático, a saber: África do Sul, Chile, China, Espanha, Estados Unidos, Marrocos e Nicarágua.
- Desses, apenas Marrocos e Espanha possuem os zoneamentos climáticos vigentes e regulamentos de eficiência energética construídos com base em resultados de simulação de desempenho de edificações.

- Nos Estados Unidos e Nicarágua, os resultados de simulação foram utilizados para validar os zoneamentos climáticos originários de outras metodologias, identificando as áreas que possivelmente foram incorretamente classificadas em cada procedimento, algo até então inédito na literatura.
- Quanto à África do Sul, Chile e China, os zoneamentos climáticos são representados por propostas de pesquisas acadêmicas, nas quais a simulação foi utilizada em conjunto com outros métodos para definição e validação das zonas climáticas. Ainda que sem valor legal, esses estudos demonstraram a necessidade de atualização dos zoneamentos em vigência nesses países.
- Dentre os métodos que fizeram uso de simulação, constatou-se que a combinação de graus-dia com os resultados de simulação foi o método mais aplicado para definição das zonas climáticas.
- Ainda assim, do ponto de vista de políticas e documentos normativos de eficiência energética, a análise de *cluster* combinada com o uso de simulação parece fornecer os melhores resultados para construção de um zoneamento climático.
- Há evidências na literatura de que o uso de simulação resulta em zoneamentos climáticos mais adequados para fins de políticas e regulamentos normativos de eficiência energética das edificações, apesar de ser uma ferramenta ainda pouco explorada pelos autores de zoneamento climático.
- O estudo sistemático apresentado neste artigo é significativo para os formuladores de políticas e regulamentos de energia ponderarem a importância de cada método na definição dos zoneamentos climáticos e direcionar esses documentos conforme os tipos de edificações específicas de cada país.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Referências bibliográficas

- ABCB, Australian Building Codes Board (2013) *National Construction Code*, Canberra, Australia, 799 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2005) *NBR 15.220: Desempenho térmico de edificações*, Rio de Janeiro, Brasil, 66 pp.
- ADEREE, Agence Nationale pour le Développement des Énergies Renouvelables et de l'Éfficacité Énergétique (2011a) *Règlement Thermique de Construction au Maroc*, Rabat, Marrocos, 52 pp.
- ADEREE, Agence Nationale pour le Développement des Énergies Renouvelables et de l'Éfficacité Énergétique (2011b) *Les éléments techniques du projet de la réglementation thermique du bâtiment au Maroc*, Rabat, Marrocos, 36 pp.

- ANER, Agence Nationale des Energies Renouvelables (2004) *Zonage climatique pour la Tunisie*, Tunísia, 16 pp.
- Araya, A., Keesstra, S. D., Stroosnijder, L. (2010) A new agro-climatic classification for crop suitability zoning in northern semi-arid Ethiopia, *Agricultural and Forest Meteorology*, **150**(7-8), 1057-1064.
- ASHRAE, American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers (2013a) *Standard 90.1-2013: Energy Standard for Buildings except Low-Rise Residential Buildings*, Estados Unidos, 174 pp.
- ASHRAE, American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers (2013b) *Standard 169-2013: Climatic Data for Building Design Standards*, Estados Unidos, 100 pp.
- ASI, Austrian Standards International (2019) *ÖNORM B 8110-5: 2019 03 15: Thermal Insulation in Building Construction Part 5: Model of climate and user profiles*, Áustria, 51 pp.
- Behrendt, B., Christensen, J. E. (2013) Climate classification for the simulation of thermally activated building systems (TABS), *13th Conference of International Building Performance Simulation Association (IBPSA)*, Chambéry, France, 3614-3621.
- Bodach, S. (2014) Developing bioclimatic zones and passive solar design strategies for Nepal. *30th International PLEA Conference*, Ahmedabad, India, 1-8.
- Bouchlaghem, N. M., Letherman, K. M. (1990). Numerical optimization applied to the thermal design of buildings. *Building and environment*, **25**(2), 117-124.
- Brasil, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (2010) *Portaria n° 372, de 17 de Setembro de 2010, Requisitos Técnicos da Qualidade para o Nível de Eficiência Energética de Edifícios Comerciais, de Serviços e Públicos (RTQ-C)*, Brasília, Brasil, 96 pp.
- Brasil, Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (2012a) *Portaria n° 18, de 16 de janeiro de 2012, Regulamento Técnico da Qualidade para a Eficiência Energética de Edificações Residenciais (RTQ-R)*, Brasília, Brasil, 138 pp.
- Brasil, Ministério da Saúde, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos (2012b) *Diretrizes metodológicas: elaboração de revisão sistemática e metanálise de ensaios clínicos randomizados*, Brasília, Brasil, 96 pp.
- BRE, Building Research Establishment (2014) *SAP 2012: The Government's Standard Assessment Procedure for Energy Rating of Dwellings*, Reino Unido, 234 pp.
- BSEEP, Building Sector Energy Efficiency Project (2013) *Building energy efficiency technical guideline for passive design*, 1 ed., Building Sector Energy Efficiency Project, Malásia, 196 pp.
- Campos Navarro, F. E. (2007) *Arquitetura e clima na Bolívia: uma proposta de zoneamento bioclimático*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil I), Programa de Pós-Graduação da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 198 pp.
- Carpio, M., Jódar, J., Rodríguez, M. L., Zamorano, M. (2015) A proposed method based on approximation and interpolation for determining climatic zones and its effect on energy demand and CO₂ emissions from buildings, *Energy and Buildings*, **87**, 253-264.
- Conradie, D, Van Reenen, T, Bole, S. (2018) Degree-day building energy reference map for South Africa, *Building Research & Information*, **46**(2), 191-206, 2018.
- Cordeiro, A. M. Oliveira, G. M. D., Rentería, J. M., Guimarães, C. A. (2007) Revisão sistemática: uma revisão narrativa, *Revista do Colégio Brasileiro de Cirurgiões*, **34**(6), 428-431.
- Dascalaki, E. G., Balaras, C. A., Gaglia, A. G., Droutsas, K. G., Kontoyiannidis, S. (2012) Energy performance of buildings – EPBD in Greece, *Energy Policy*, **45**, 469-477.
- David, A., Sirabaha, S. (2008) *Climate of Brunei Darussalam*, Brunei Meteorological Services, Department of Civil Aviation, Ministry of Communication, Brunei Darussalam, 10 pp.
- De La Flor, F. J. S., Domínguez, S. Á., Félix, J. L. M., Falcón, R. G. (2008) Climatic zoning and its application to Spanish building energy performance regulations. *Energy and Buildings*, **40**(10), 1984-1990.
- DBH, Department of Building and Housing (2011) *Compliance Document for New Zealand Building Code: Clause H1 Energy Efficiency*, 3 ed., Department of Building and Housing, Nova Zelândia, 30 pp.

- DIN, Deutsches Institut für Normung (2013) *Thermal Protection and Energy Economy in Buildings - Part 2: Minimum Requirements to Thermal Insulation*, Alemania, 34 pp.
- Erell, E., Portnov, B. A.; Etzion, Y. (2003) Mapping the potential for climate-conscious design of buildings, *Building and environment*, **38**(2), 271-281.
- Eshraghi, H., Ansari, M., Moshari, S., & Gholami, J. (2019) Climatic zoning and per capita demand forecast of Iran using degree-day method, *Advances in Building Energy Research*, 1-26.
- Evans, J. M. (2004) Zonificación Bioclimática en Latinoamérica para una Arquitectura Sustentable, *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, **8**(1), 163-168.
- Evans, M., Shui, B., Takagi, T. (2009) *Country report on building energy codes in Japan*, Pacific Northwest National Lab., Richland, WA, Estados Unidos, 32 pp.
- Ferreira da Costa, J. M., Marcos Junior, A. D., Silveira, C. D. S., Vasconcelos Júnior, F. D. C. (2018) Influência das mudanças climáticas, projetadas pelo IPCC, na aridez do Brasil, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **11**(3), 429-442.
- GC-NRC, Government of Canada - National Research Council (2015) *National Energy Code of Canada for Buildings*, Ottawa, Canadá, 238 pp.
- Givoni, B. (1991). Performance and applicability of passive and low-energy cooling systems. *Energy and buildings*, **17**(3), 177-199.
- Givoni, B. (1992). Comfort Climate Analysis and Building Design Guidelines. *Energy and Buildings*, **18**(1), 11-23.
- GI-MP, Government of India - Ministry of Power (2011) *Energy Conservation Building Code User Guide*, 2 ed., Bureau of Energy Efficiency, Nova Deli, Índia, 176 pp.
- Grudzińska, M., Jakusik, E. (2017) Energy performance of buildings in Poland on the basis of different climatic data, *Indoor and Built Environment*, **26**(4), 551-566.
- Hensen, J. L. M.; Lamberts, R. (2011) *Building performance simulation for design and operation*, 1 ed., Spon Press, Nova Iorque, Estados Unidos, 511 pp.
- Hjorth, Hans-Ok, Johansson, T., Svensson, O. (2011) *Implementation of the EPBD in Sweden Status in November 2010*, Concerted Action Energy Performance of Buildings, União Europeia (UE), 13pp.
- Hong, T., Chang, W. K., Lin, H. W. (2013). A fresh look at weather impact on peak electricity demand and energy use of buildings using 30-year actual weather data. *Applied Energy*, **111**, 333-350.
- Huang, J., Deringer, J. (2007) *Status of Energy Efficient Building Codes in Asia (China, Hong Kong, Taiwan, Japan, Korea, Malaysia, Philippines, Singapore, Thailand, India)*, Asia Business Council, Hong Kong, 65 pp.
- ICC, International Code Council (2011) *International Energy Conservation Code 2012*, 1 ed., ICC, Illinois, Estados Unidos, 155 pp.
- IEA, International Energy Agency (2020). Acceso em 17 Abril 2020, disponível em: <http://www.iea.org/>
- IRAM, Instituto Argentino de Normalización y Certificación (2011) *Acondicionamiento térmico de edificios: Clasificación bioambiental de la República Argentina*, Buenos Aires, Argentina, 43 pp.
- Itália, Decreto Legislativo 192 (2005) *Attuazione della direttiva 2002/91/CE relativa al rendimento energetico nell'edilizia. Allegato C: Requisiti della prestazione energetica degli edifici*, promulgada oficialmente em 19 de agosto de 2005.
- Johansson, E., Ouahrani, D., Al-Asir, H., Awadallah, T., Blomsterberg, Å., Håkansson, H., Hellström, B., Kvist, H. (2009) *Climate conscious architecture and urban design in Jordan*, 1 ed., Lund University, Lund, Sweden, 118 pp.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated, *Meteorologische Zeitschrift*, **15**(3), 259-263.
- Kunchornrat, A., Namprakai, P., Du Pont, P. T. (2009) The impacts of climate zones on the energy performance of existing Thai buildings, *Resources, conservation and recycling*, **53**(10), 545-551.
- Lau, C. C. S., Lam, J. C., Yang, L. (2007) Climate classification and passive solar design implications in China, *Energy Conversion and Management*, **48**(7), 2006-2015.

- Lin, T., Matzarakis, A. (2011) Tourism climate information based on human thermal perception in Taiwan and Eastern China, *Tourism Management*, **32**(3), 492-500.
- MADS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2012) *Criterios Ambientales para el diseño y construcción de vivienda Urbana*, Bogotá, Colombia, 201 pp.
- Mahmoud, A. H. A. (2011) An analysis of bioclimatic zones and implications for design of outdoor built environments in Egypt, *Building and Environment*, **46**, 605-620.
- ME, Ministerio de Educación (2008) *Guía de aplicación de arquitectura bioclimática en locales educativos*, Lima, Peru, 114pp.
- ME, Ministry of the Environment (2012) *National Building Code of Finland, Part D5, Calculation of Energy Consumption and Heating Power of Buildings*, Helsinki, Finlandia, 67 pp.
- MEP-SI, Ministry of Environmental Protection - Israeli Standard (2002) *SI 1045 Thermal Insulation of Buildings. Part 10: Classification of Settlements According to Climatological Regions*, Tel Aviv, Israel, 2002.
- METL, Ministère de l'Égalité des Territoires et du Logement (2013) *Réglementation Thermique 2012: RT 2012*, Journal Officiel de la République Française, de 1° de Janeiro de 2013.
- MF, Ministerio de Fomento (2017) *Documento descriptivo climas de referencia*, Espanha, 7 pp.
- MF, Ministerio de Fomento (2019) *Real Decreto 732, de 20 de diciembre de 2019, Documento básico HE Ahorro de energía*, Espanha, 50 pp.
- MH, Ministère de l'habitat (1997) *Document Technique Réglementaire C 3-2: Réglementation thermique des bâtiments d'habitation - règles de calcul des déperditions calorifiques*, Argélia, 1997, 72 pp.
- MIDUVI, Ministerio de Desarrollo Urbano y Vivienda (2011) *Norma Ecuatoria de la Construcción NEC-11 Eficiencia Energética en la construcción en Ecuador*, Quito, Ecuador, 51 pp.
- MINVU, Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008) *Norma Chilena Oficial NCh1079/2008, Arquitectura y Construcción, Zonificación Climático-Habitacional para Chile y recomendaciones para el diseño arquitectónico*, Santiago de Chile, Chile, 44 pp.
- MINVU, Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2018) *OGUC – Ordenanza General de Urbanismo y Construcciones*, Santiago de Chile, Chile, 426 pp.
- Molle, D., Patry, P. (2013) *RT 2012 et RT Existant: Réglementation thermique et efficacité énergétique*, 2 ed., Eyrolles Environnement, Paris, França, 211 pp.
- Mughal, M. O., Li, X. X., Yin, T., Martilli, A., Brousse, O., Disegna, M. A., Norford, L. K. (2019) High-resolution, multilayer modeling of Singapore's urban climate incorporating local climate zones, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **124**(14), 7764-7785.
- Mureşan, A. (2015) *Romanian Standards for Energy Performance in Buildings – Translation of the Romanian Standards for Energy Performance in Buildings*, Sustainable Buildings Design Lab, Universitdade de Liege, Bélgica, 61 pp.
- NEN, Normalisatie-instituut (2011) *NEN 7120:2011: Energy performance of buildings - Determination method*, Holanda, 73 pp.
- Novikova, A., Csoknyai, T., Miljanic, Z., Gligoric, B., Vušanovic, I., Szalay, Z. (2015) *The Typology of the Residential Building Stock in Montenegro and the Modelling of its Low-Carbon Transformation*, Support for Low Emission Development in South East Europe (SLED), December 2015, 124 pp.
- Ogunsote, O. O., Prucnal-Ogunsote, B. (2002) Defining climatic zones for architectural design in Nigeria: a systematic delineation, *Journal of Environmental Technology*, **1**(2), 1-14.
- Olgay, V. (1973). *Design with climate bioclimatic approach to architectural regionalism*, 1 ed., Princeton University Press, Princeton, Nova Jersey, Estados Unidos, 190 pp.
- ONNCCE, Organismo Nacional de Normalización y Certificación de Construcción y Edificación (2008) *Anteproyecto de Norma Mexicana APROY-NMX-C-460-ONNCCE-2007*, Versión 15 de Julio de 2008, México DF., 53 pp.
- Pajek, L., Košir, M. (2018) Implications of present and upcoming changes in bioclimatic potential for energy performance of residential buildings, *Building and Environment*, **127**, 157-172.

- Park, D. J., Yu, K. H., Yoon, Y. S., Kim, K. H., Kim, S. S. (2015) Analysis of a building energy efficiency certification system in Korea, *Sustainability*, **7**(12), 16086-16107.
- Pashynskiy, V., Pashynskiy, M., Pushkar, N., Skrynnik, I. (2019) Method of administrative-territorial zoning of the design parameters of air temperatura, *E-Gfos*, **10**(19), 50-57.
- Pejter, J., Gebauer, P. (2011) *Implementation of the EPBD in Czech Republic Status in November 2010*, Concerted Action Energy Performance of Buildings, União Européia (EU), 11 pp.
- Pusat, S.; Ekmekci, I. (2016) A study on degree-day regions of Turkey, *Energy Efficiency*, **9**(2), 525-532.
- Rakoto-Joseph, O., Garde, F., David, M., Adelard, L., Randriamanantany, Z. A. (2009) Development of climatic zones and passive solar design in Madagascar, *Energy Conversion and Management*, **50**, 1004-1010.
- Portugal, Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações (2006) *Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios*, Aprovado pelo Decreto-Lei n.º 40/1990, de 6 de Fevereiro, Lisboa, Portugal, 164 pp.
- Portugal, Ministério da Economia e do Emprego (2013) *Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação*, Aprovado pelo Decreto-Lei n.º 118/2013, de 20 de agosto, Lisboa, Portugal.
- Prömmel, A. (1978). Increased energy efficiency in existing buildings. *Habitat International*, **3**(5-6), 569-575.
- Roriz, M., Ghisi, E., Lamberts, R. (1999) Bioclimatic zoning of Brazil: a proposal based on the Givoni and Mahoney Methods. *PLEA 99' Conference*, 211-216.
- Roriz, M. (2012a) *Uma proposta de revisão do Zoneamento Bioclimático Brasileiro*, Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído (ANTAC), São Carlos, Brasil, 22 pp.
- Roriz, M. (2012b) *Segunda proposta de revisão do Zoneamento Bioclimático do Brasil*, Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído (ANTAC), São Carlos, Brasil, 13 pp.
- Roriz, M. (2014) *Classificação de climas do Brasil – Versão 3.0*, Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído (ANTAC), São Carlos, Brasil, 5 pp.
- Rosales, L. (2007) Zonas climáticas para el diseño de edificaciones y diagramas bioclimáticos para Venezuela, *Tecnología y Construcción*, **23**(1), 45-60.
- Roulet, C. (2013) *Draft rules for energy efficiency in buildings: Proposals for United Republic of Tanzania*, The United Nations Human Settlements Programme, Suíça, 97 pp.
- SANS 204, South African National Standard (2011) *Energy efficiency in buildings, Annexure A: Climatic zones of South Africa*, Pretoria, África do Sul, 19 pp.
- SIA, Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein (2010) *SIA Merkblatt 2028: Klimadaten für Bauphysik, Energie- und Gebäudetechnik*, Suíça, 80 pp.
- SCCR, the State Committee for Construction of Russia (2012) *Aktualizirovannaya versiya SNIP 23-01-99: Stroitel'naya klimatologiya*, Rússia, 124 pp.
- Simaku, G. (2017) Albanian building stock typology and energy building code in progress towards national calculation methodology of performance on heating and cooling, *European Journal of Multidisciplinary Studies*, **2**(5), 13-35.
- SLSEA, Sri Lanka Sustainable Energy Authority (2009) *Code of Practice for Energy Efficient Buildings in Sri Lanka-2008*, publicado em 30 Junho 2009, Sri Lanka, 78 pp.
- STN, Slovak Standard (2012) *STN 73 0540-3: Tepelnotechnické vlastnosti stavebných konštrukcií a budov, Tepelná ochrana budov, Časť 3: Vlastnosti prostredia a stavebných výrobkov*, Slovakia, publicada em 1 Julho de 2012.
- Thyholt, M. Pettersen, T. D., Haavik, T., Wachenfeldt, B. J. (2009) *Energy analysis of the Norwegian dwelling stock, Subtask A - internal working document*. International Energy Agency, Solar Heating and Cooling Programme (IEA SHC), Trondheim, Noruega, 66 pp.
- Todorova, S., Kaloyanov, N., Angelieva, V. (2011) *Implementation of the EPBD in Bulgaria Status in November 2010*, Concerted Action Energy Performance of Buildings, União Européia (UE), 13 pp.

- UNDP, United Nations Development Programme (2005) *Climatic Zoning for Buildings in Lebanon*, Beirute, Líbano, 43 pp.
- UNIT, Instituto Uruguayo de Normas Técnicas (1999) *UNIT 1026:99: Aislamiento térmico en edificios, Zonificación climática*, Uruguay, 22 pp.
- Verichev, K., Carpio, M. (2018) Climatic zoning for building construction in a temperate climate of Chile, *Sustainable Cities and Society*, **40**, 352-364.
- Verichev, K., Zamorano, M., Carpio, M. (2019) Assessing the applicability of various climatic zoning methods for building construction: Case study from the extreme southern part of Chile, *Building and Environment*, **160**, 106165.
- Vinuto, J. (2016) A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto, *Temáticas*, **22**(44), 203 – 220.
- Xiong, J., Yao, R., Grimmond, S., Zhang, Q., Li, B. (2019) A hierarchical climatic zoning method for energy efficient building design applied in the region with diverse climate characteristics, *Energy and Buildings*, **186**, 355-367.
- Walsh, A., Cóstola, D., Labaki, L. C. (2017a) Review of methods for climatic zoning for building energy efficiency programs, *Building and Environment*, **112**, 337-350.
- Walsh, A., Cóstola, D., Labaki, L. C. (2017b) Comparison of three climatic zoning methodologies for building energy efficiency applications, *Energy and Buildings*, **146**, 111-121.
- Walsh, A., Cóstola, D., Labaki, L. C. (2018) Performance-based validation of climatic zoning for building energy efficiency applications, *Applied Energy*, **212**, 416-427.
- Walsh, A., Cóstola, D., Labaki, L. C. (2019) Validation of the climatic zoning defined by ASHRAE standard 169-2013, *Energy Policy*, **135**.
- Wang, L., Mathew, P., Pang, X. (2012) Uncertainties in energy consumption introduced by building operations and weather for a medium-size office building, *Energy and Buildings*, **53**, 152–158.
- Webs, M., Deutschländer, T., Christoffer, J. (2004) *Testreferenzjahre von Deutschland für mittlere und extreme Witterungsverhältnisse TRY*, Deutscher Wetterdienst (DWD), Frankfurt am Main, Alemanha, 6 pp.
- Youssef, A. (2016) Climate zone map (CZM) tool for building energy compliance in Saudi Arabia, *ASHRAE Winter Conference*, Orlando, Florida, United States.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PRODUÇÃO DE BIOSÓLIDO AGRÍCOLA POR MEIO DA COMPOSTAGEM DE LODO DE ESGOTO

Ísis Danielle Sousa¹
* Davi Santiago Aquino²

PRODUCTION OF AGRICULTURAL BIOSOLID BY COMPOSTING SEWAGE SLUDGE

Recibido el 4 de mayo de 2020. Aceptado el 4 de junio de 2021

Abstract

Less than half of the Brazilian population has access to some type of domestic sewage collection and treatment. Sewage sludge is a costly and often neglected by-product of the effluent treatment processes, and its final disposal can be problematic. Composting is an option for sludge management and treatment, where the product (biosolid) can potentially be used in agriculture. The objective of this work was to verify the feasibility of composting sewage sludge from anaerobic ponds at Rio Verde, State of Goiás, Brazil, and to evaluate the efficiency of this technique in the production of biosolid. The open environment composting process lasted for 60 days, and the resulting compost showed 48% removal of organic matter, in addition to an improvement in its physical-chemical quality. However, the final concentration of thermotolerant coliforms was not in line with the requirements of Brazilian legislation, therefore requiring an hygienization additional step before agricultural use.

Keywords: anaerobic pond, domestic sewage, stabilization.

¹ BRK Ambiental. Rio Verde, Goiás, Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, campus Eunápolis, Brasil.

* Autor correspondente: Laboratório de Hidráulica, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, campus Eunápolis, Av. David Jonas Fadini, s/n - Juca Rosa, Eunápolis - Bahia, Brasil, zip code: 45823-431. Email: davi.aquino@ifba.edu.br

Resumo

A proporção da população brasileira com acesso a coleta e a algum tipo de tratamento de esgotos domésticos é abaixo da metade. O lodo, subproduto de maior volume gerado durante os processos de tratamento de efluentes, apresenta gerenciamento e disposição final onerosos e frequentemente negligenciados, comprometendo parcialmente os efeitos benéficos dos sistemas de esgotamento sanitário. Uma das opções de gerenciamento e tratamento do lodo é a técnica de compostagem, cujo produto tem potencial de utilização agrícola e é chamado de biossólido. Objetivou-se, com este trabalho, verificar a viabilidade da compostagem do lodo de esgoto doméstico produzido nas lagoas anaeróbias da cidade de Rio Verde, Goiás, Brasil, e avaliar a eficiência dessa técnica na produção de biossólido. O processo de compostagem teve duração de 60 dias em ambiente aberto e o composto produzido apresentou 48% de remoção de matéria orgânica, além de melhoria na sua qualidade físico-química. Entretanto, a concentração final de coliformes termotolerantes apresentou inconformidade com a exigência da legislação brasileira, requerendo, portanto, uma etapa adicional de higienização com vistas à sua utilização agrícola.

Palavras chave: esgoto doméstico, estabilização, lagoa anaeróbia.

Introdução

O Brasil tem sua população estimada em mais de 220 milhões de pessoas, no tempo base de abril de 2020, que vivem em 5,570 municípios (IBGE, 2020). Entretanto, apenas 43% dessa população possui seus esgotos domésticos coletados e que passam por algum tipo de tratamento (ANA, 2020), não necessariamente atendendo aos padrões nacionais de lançamento de efluentes em cursos d'água (Brasil, 2011). Ainda em relação à população nacional, 12% possuem solução individual de esgotamento sanitário, como as fossas; 18% têm seus esgotos coletados, porém não tratados e 27% não possuem acesso nem a coleta nem a tratamento de esgotos (ANA, 2020).

Além do desafio de universalização de coleta e de tratamento dos esgotos domésticos, o Brasil precisa de adequado planejamento e ajuste de políticas públicas para gerenciamento do lodo gerado nas estações de tratamento de esgotos (ETE). O gerenciamento desse lodo é uma atividade de grande complexidade e de alto custo, que, se for mal executada, pode comprometer os benefícios sanitários e ambientais esperados. Devido aos baixos índices de cobertura de esgotamento sanitário, com adequadas etapas de coleta e de tratamento de esgotos no Brasil, há uma perspectiva de aumento significativo da quantidade de ETEs no país, com a decorrente maior produção de lodo (von Sperling e Andreoli, 2014).

Por sua vez, o esperado aumento da produção de lodo em território nacional propicia uma oportunidade a um dos potenciais destinos do lodo de esgoto, que é a agricultura, uma vez que na atividade agrícola há cada vez mais necessidade de se buscar fontes alternativas de fertilizantes que diminuam os custos de cultivos agrícolas e que tragam maiores opções aos produtores, adequando a exploração dos recursos naturais (von Sperling, 2014). A comunidade científica tem estudado os impactos da aplicação de lodos de esgotos em cultivos agrícolas e em áreas degradadas que precisam

de recuperação, visto que o lodo fornece nutrientes às plantas e ao solo, além de propiciar benefícios às propriedades físicas do solo (Afáz *et al.*, 2017; Barbosa *et al.*, 2017; Bittencourt, 2018; Dalpisol *et al.*, 2017; Knopik *et al.*, 2018; Kulikowska, 2016; Zhang *et al.*, 2018).

Pereira *et al.* (2020) objetivaram utilizar o lodo de esgoto doméstico advindo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente como substrato para produção de mudas de Ipê roxo, mas embora o lodo fresco tivesse concentrações adequadas de macros e micronutrientes, este apresentou inconformidade microbiológica, em relação a ovos de helmintos e a coliformes termotolerantes, sendo necessária portanto uma etapa de higienização.

Diversos são os processos de higienização de lodos de esgotos, sendo os principais: compostagem, digestão aeróbia autotérmica, caleação ou estabilização alcalina, secagem térmica, pasteurização e incineração (Pinto, 2014; von Sperling, 2014).

A compostagem é um processo aeróbio de decomposição da matéria orgânica efetuada por intermédio de condições controladas de temperatura, umidade, teor de oxigênio e nutrientes, de forma que o produto da compostagem de lodo de esgoto produz o biossólido, que é um composto de elevado valor agrônômico como condicionador de solos. Tanto o lodo bruto quanto o lodo digerido podem ser compostados. Ademais, materiais como cavacos de madeira, folhas, resíduos verdes, palhas, serragem ou outros agentes estruturantes precisam ser adicionados ao lodo para equilibrar a relação entre carbono e nitrogênio (C/N), aumentar a porosidade e melhor reter a umidade (Pinto, 2014).

Para assegurar a qualidade físico-química e a conformidade microbiológica de biossólidos no Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) publicou em 30 de agosto de 2006 a Resolução 375/06, a qual “Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências” (Brasil, 2006).

Nesta conjuntura, o presente trabalho objetivou avaliar a viabilidade da produção de biossólido pela compostagem de lodos advindos de lagoas anaeróbias de uma estação de tratamento de esgotos domésticos no estado de Goiás, Brasil.

Material e métodos

Localização e caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido entre início de junho e final de agosto de 2015 na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Sapo, localizada no município de Rio Verde, no sudoeste do estado de Goiás, Brasil. A entrada dessa ETE localiza-se nas coordenadas 17°49'41.83" de Latitude Sul e 50°54'37.32" de

Longitude Oeste. Essa estação recebe exclusivamente esgotos domésticos e é operada desde o ano de 2001. O processo de tratamento é inicialmente constituído pela sua fase preliminar, composta por gradeamento fino e desarenador retangular. Na sequência do tratamento, conforme se apresenta na Figura 1, a ETE é composta por dois sistemas paralelos de lagoas de estabilização, denotados no presente trabalho por sistema 1 e sistema 2, S1 e S2, respectivamente.



Figura 1. Sistemas de lagoas de estabilização da ETE Sapo.

Fonte: *Elaboração dos autores.*

Os sistemas S1 e S2 são idênticos quanto à sua geometria e cada um deles é composto por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação. A estação foi projetada para uma vazão média de 256 L s^{-1} de esgotos.

As dimensões em planta das lagoas, relativas ao nível d'água para a vazão de projeto, e outras informações inerentes, tais como profundidade, volume útil e tempo de detenção hidráulica estão apresentadas na Tabela 1. Desde sua operação, iniciada no ano de 2001, conforme já abordado, até a realização do experimento, objeto do presente trabalho, nunca houve qualquer remoção de lodo das lagoas de estabilização. Em 2014, a empresa responsável pela operação da estação realizou um estudo batimétrico para se estimar o volume de lodo acumulado nas lagoas. Verificou-se que as alturas de lodo nas lagoas anaeróbias eram de 2.57 m para o sistema 1 e de 2.31 m para o sistema 2, equivalente a aproximadamente $18,000 \text{ m}^3$ de lodo em cada lagoa. Von

Sperling (2017) recomenda que a remoção de lodo em lagoas anaeróbias seja de tal forma que a camada de lodo não ocupe mais que um terço da sua profundidade útil. No caso das lagoas anaeróbias da ETE Sapo, isso equivale a aproximadamente 1.7 m, ou seja: devido ao elevado tempo de operação sem remoção de lodo, essas lagoas já tinham seu volume útil comprometido em relação aos critérios de projeto.

Tabela 1. Dados de projeto da ETE Sapo.

Lagoa	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)	Volume útil (m ³)	Tempo de detenção hidráulica (dias)
Anaeróbia	115.3	52.1	5.0	22,246	3.0
Facultativa	316.5	77.0	1.7	45,636	8.4
Maturação	136.0	77.0	1.5	14,775	4.0

Fonte: Medeiros et al., (2019).

Coleta e secagem do lodo

Coletaram-se amostras compostas em ambos os sistemas e não se procedeu à mistura das amostras entre os sistemas, visto que cada sistema foi delineado como um tratamento estatístico. Em cada lagoa anaeróbia coletou-se um volume de aproximadamente 180 L de lodo, por intermédio de uma retroescavadeira, cuja concha possui 60 L de capacidade. As coletas do lodo ocorreram em locais próximos à borda das lagoas, devido a uma limitação operacional referente à extensão do braço da retroescavadeira (Figura 2A).

O lodo fresco coletado em cada lagoa foi homogeneizado e disposto para secagem natural. Esta secagem ocorreu em caçamba metálica para drenagem e remoção natural do excesso de umidade (Figura 2B). O método de drenagem consistiu em colocar uma manta permeável tipo Bidim® nos drenos do tubo de ferro fundido, para que todo o material sólido ficasse retido e a água intersticial escoasse de volta às respectivas (Figura 2C).

O método de secagem natural, que consiste em deixar o lodo à céu aberto, com influência do clima e de ações ambientais, é mais lento do que os mecanizados, como centrífugas, filtros à vácuo, filtros prensa, prensas desaguadoras ou secagem térmica. Todavia, a secagem natural não apresenta elevados custos operacionais e é operacionalmente simples, pois utiliza os processos de evaporação e de percolação como principais mecanismos de remoção da água em excesso no lodo (Gonçalves et al., 2014). O processo de secagem do lodo fresco durou 15 dias, embasado nas considerações de Jordão e Pessôa (2014) mediante as quais, nas condições brasileiras, têm-se observado remoções do excesso da umidade do lodo em secagem natural em períodos que variam de 12 a 20 dias.



Figura 2. Coleta de lodo em lagoa anaeróbia (2A) e sua disposição (2B) em caçamba metálica (2C) para remoção do excesso de umidade.

Compostagem do lodo

O processo de compostagem realizou-se ao solo e foi feito sem cobertura ou estufa. Para impermeabilização da área, a fim de se evitar possível contaminação do solo, utilizaram-se lonas de polietileno com 4.0 X 5.0 m de dimensões.

O lodo fresco ou bruto de esgoto apresenta geralmente granulometria muito fina e assim o processo de compostagem seria difícil de realizar somente com esse material, pois fatalmente apresentaria problemas relativos à aeração devido à falta de espaços intersticiais entre as partículas. Esta é uma das principais razões para se combinar o lodo com outro resíduo de granulometria mais grossa, o que confere estrutura porosa à mistura a ser compostada (Prosab, 2001).

Desta forma, para estruturar as pilhas da compostagem, misturou-se a grama tipo *Zoysia japônica*, popularmente conhecida grama esmeralda, três dias depois de podada e já seca. A proporção utilizada foi de 1 parte de lodo para 3 partes de material estruturante, em volume. Após secagem do lodo, procedeu-se à sua mistura com a grama na área impermeabilizada e sem ocorrência de sombreamento. Formaram-se duas pilhas para compostagem, uma relativa ao lodo do sistema 1 e outra do sistema 2. As pilhas tiveram dimensões de 1.0 X 1.5 X 1.5 m e a compostagem teve duração de 60 dias. O revolvimento manual foi realizado três vezes por semana, com controle de umidade conforme recomendações de Prosab (2001).

Análises laboratoriais e estatísticas

De cada uma das duas pilhas de compostagem, foram realizadas análises semanais de série de sólidos (totais, fixos e voláteis), temperatura e umidade. Ademais, mensalmente, procedeu-se às análises de coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, pH, carbono orgânico total e nitrogênio Kjeldahl total. As análises semanais foram realizadas no Laboratório de Águas e Efluentes do Instituto Federal Goiano campus Rio Verde (à exceção da temperatura amostral, que se realizou em campo) e as mensais em laboratório externo contratado para tal finalidade, com sede em Uberlândia, Minas Gerais.

Os procedimentos de coleta e preservação de amostras seguiram o que estabelece Cetesb (2011). As análises laboratoriais seguiram os métodos analíticos, conforme recomendações de APHA *et al.* (2012) e de Embrapa (2011). Apresentam-se na Tabela 2 informações sobre a periodicidade das amostras e os métodos analíticos das análises realizadas para os parâmetros de monitoramento.

Tabela 2. Parâmetros, número de amostras e métodos analíticos utilizados na caracterização do bio sólido.

Parâmetro	Periodicidade	Quantidade de amostras	Método analítico
Sólidos totais	semanal	30	SMWW 2540
Sólidos fixos	semanal	30	SMWW 2540
Sólidos voláteis	semanal	30	SMWW 2540
Coliformes termotolerantes	mensal	03	SMWW 9223
Umidade	semanal	30	SMWW 2540
Ovos viáveis de helmintos	mensal	03	Sedimentação espontânea
pH	mensal	03	Água 1:2,5
Carbono total	mensal	03	Walkley e Black
Nitrogênio Kjeldahl total	mensal	03	Arraste de vapor

Com as análises físico-químicas e microbiológicas da compostagem concluídas, os dados coletados passaram por uma avaliação estatística para melhor interpretação dos resultados. A análise por meio da estatística descritiva consistiu na obtenção dos valores máximos e mínimos, média, mediana, desvio padrão e variância por intermédio do uso de função específica do programa computacional Microsoft Excel®.

No final do processo da compostagem, os dados dos parâmetros analisados foram comparados com os valores de referência da Resolução 375/2006 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 2006), para se avaliar a viabilidade do uso agrícola do bio sólido obtido.

Resultados e discussão

Apresenta-se na Tabela 3 a síntese dos valores dos parâmetros de avaliação durante a compostagem das amostras do lodo das lagoas anaeróbias dos sistemas 1 e 2 da ETE Sapo, utilizando grama esmeralda como material estruturante.

Tabela 3. Caracterização das amostras coletadas da compostagem.

Parâmetro	Sistema	Inicial	Final
pH	S1	6.90	4.84
	S2	6.23	4.64
Umidade (%)	S1	18.7	39.2
	S2	16.4	35.0
Relação C/N	S1	25.51	3.59
	S2	30.28	2.89
Temperatura amostral (° C)	S1	21.8	44.20
	S2	23.00	42.00
Sólidos totais (g/kg)	S1	0.81	0.61
	S2	0.84	0.65
Sólidos fixos (g/kg)	S1	0.17	0.28
	S2	0.15	0.28
Sólidos voláteis (g/kg)	S1	0.64	0.33
	S2	0.69	0.37
Sólidos voláteis / Sólidos totais	S1	0.79	0.54
	S2	0.83	0.57
Coliformes Termotolerantes (NMP/g de ST)	S1	8.68x10 ⁹	1.86x10 ⁴
	S2	1.86x10 ⁸	1.17x10 ⁵

C/N: carbono/nitrogênio; NMP número mais provável; ST: sólidos totais.

O laboratório responsável pelas análises de ovos viáveis de helmintos não as executou de maneira quantitativa como exige a Resolução CONAMA 375/06, mas qualitativa. Dessa forma, esses resultados só se mostraram como “presente” e em nenhum dos 3 tempos (0, 30 e 60 dias) constou como “ausente”. Desta forma, não é possível enquadrar os compostos finais dos sistemas S1 e S2 quanto a este parâmetro, o qual para ser classificado como classe A precisa apresentar valor menor que 0.25 ovo por grama de sólidos totais (ST), entre outros requisitos (Brasil, 2006).

Todavia, ainda em alusão à esta Resolução, ambos os compostos obtidos apresentaram valores em conformidade para coliformes termotolerantes para a classe B de biossólidos, visto que foram menores que 10³ número mais provável por grama de ST (NMP/g ST). De toda forma, de acordo com as disposições da legislação nacional, os compostos obtidos não apresentaram conformidade microbiológica para sua utilização agrícola (Brasil, 2006).

Para se atingir os valores de conformidade quanto a patógenos, o biossólido necessitaria de uma etapa posterior de higienização. Os mecanismos para redução da patogenicidade do lodo a níveis que não venham a causar riscos à saúde da população ocorrem por vias térmica, química, biológica ou de radiação (Pinto, 2014). Dentre as opções por via química, poderia ser utilizada para o composto obtido no presente estudo a caleação pelo uso de cal virgem ou cal hidratada, pelo seu baixo custo e simplicidade operacional (Jordão e Pessôa, 2014). Entretanto, ao utilizar cal virgem a 30%, Pereira *et al.* (2020) observaram que a caleação prejudicou o crescimento das mudas de mudas de Ypê roxo, que tinham lodo de esgoto anaeróbio como substrato, em diferentes proporções. Barros *et al.* (2011) também utilizaram caleação do biossólido a 30% e observaram diminuição dos teores de nutrientes do biossólido.

Ademais, a resolução CONAMA nº 375/06 exige que a compostagem atinja uma temperatura mínima de 40 °C, durante pelo menos cinco dias, com a ocorrência de um pico de 55°C, ao longo de quatro horas sucessivas durante este período (Brasil, 2006). A temperatura amostral das pilhas de compostagem do presente trabalho apresentou-se acima dos 40 °C do 21º ao 30º dia para o biossólido do sistema 1 e o foi do 22º ao 30º dia de compostagem para o sistema 2, atendendo, portanto, ao preconizado pela referida resolução. Todavia, não se obtiveram temperaturas da ordem de 55 °C, visto que os máximos valores observados desse parâmetro foram 46.7 °C para o sistema 1 e 47.9 °C para o sistema 2. Desta forma, o insucesso na obtenção do pico de temperatura pode ter interferido na eficiência do processo de inativação dos microrganismos patogênicos.

Quanto ao comportamento dos parâmetros físico-químicos do composto, observa-se pela análise da Tabela 3 que a concentração de sólidos voláteis (SV) foi diminuída em 48% para o biossólido advindo do sistema 1 e em 46% para o do sistema 2, fato que está em consonância com o Anexo I da Resolução CONAMA 375/2006, o qual especifica que esta redução deve ser de no mínimo 38% para verificar se o processo de tratamento adotado para o lodo de esgoto reduz o potencial de disseminação de doenças por meio de vetores, como moscas, roedores e mosquitos (Brasil, 2006).

É importante observar a significativa diminuição da relação C/N na compostagem de ambas as amostras, diminuição essa que foi de 25.51 para 3.59 (sistema 1) e de 30.28 para 2.89 para o sistema 2, implicando numa redução média de 88%. Percentuais semelhantes de diminuição desta relação foram observados por Siebielska e Sidelko (2015), ao realizarem compostagem de lodo de esgoto doméstico com resíduo sólido urbano. Esses autores atribuíram o grande decréscimo ao fato da maior biodegradabilidade do carbono em relação ao nitrogênio durante a compostagem.

A relação final de C/N de 3.59 para o composto do sistema 1 e de 2.89 para o sistema 2 foram valores sobremaneira baixos, uma vez que a faixa ótima situa-se entre 20 e 30, de acordo com a maior ou menor biodegradabilidade do substrato (Epstein, 2003). Tal fato pode ter influenciado negativamente no processo de compostagem, uma vez que tanto a falta de nitrogênio quanto a falta de carbono limitam a atividade microbiológica (Pinto, 2014).

Outros estudos que obtiveram conformidade perante à legislação nacional do uso do bio sólido por compostagem observaram relação C/N ao final do processo próxima à faixa ótima supramencionada (Barros, *et al.*, 2011; Corrêa *et al.*, 2007; da Silva *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2018). No estudo realizado por Moretti *et al.* (2015), a relação C/N decresceu de 25:1 para 12:1 ao final de 60 dias de compostagem e houve diminuição dos coliformes termotolerantes de 10^7 para 10^3 NMP/g ST.

Por sua vez, quanto à relação de sólidos voláteis por sólidos totais, a qual expressa a quantidade de matéria orgânica no composto (von Sperling, 2014), esta apresentou reduções de 32% para o sistema 1 e de 31% para o sistema 2, resultando ao final da compostagem nos respectivos valores de 0.54 e 0.57, valores estes em conformidade com a exigência nacional que especifica que para fins de utilização agrícola, o bio sólido é considerado estável quando a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais é inferior a 0.70 (Brasil, 2006).

Conclusões

A partir do processo de compostagem, foi possível obter melhorias em relação a parâmetros físico-químicos e microbiológicos do lodo de esgoto doméstico acumulado em lagoas anaeróbias. Embora a redução da relação SV/ST tenha sido em consonância com as exigências da legislação nacional, o composto obtido não apresentou conformidade microbiológica a ponto de ter viabilidade de seu uso agrícola. Para tal, uma fase adicional de higienização seria necessária. Desta forma, o processo natural de secagem e de compostagem do lodo, embora apresente baixo custo e grande simplicidade operacional, não se mostrou viável para produção de bio sólido sem uma etapa posterior de higienização.

Agradecimentos

Os autores agradecem à empresa Odebrecht Ambiental Goiás S.A. e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano campus Rio Verde pelos suportes a este trabalho.

Referências bibliográficas

- Afáz, D.C.S., Bertolazi, K.B., Viani, R.A.G., Souza, C.F. (2017) Composto de lodo de esgoto para o cultivo inicial de eucalipto. *Revista Ambiente & Água*, **12**(1), 112-123. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1965>
- ANA, Agência Nacional de Águas (2020) *Atlas Esgotos Despoluição de Bacias Hidrográficas*. Acesso em 23 abr. 2020, disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br>
- APHA - American Public Health Association, AWWA - American Water Works Association, WEF - Water Environment Federation (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22^a ed., American Public Health Association, Washington, DC, 1360 pp.
- Barbosa, J.Z., Poggere, G.C., Dalpisol, M., Serrat, B.M., Bittencourt, S., Motta, A.C.V. (2017) Alkalinized sewage sludge application improves fertility of acid soils. *Ciência e Agrotecnologia*, **41**(5), 483-493. <https://doi.org/10.1590/1413-70542017415006717>
- Barros, I.T., Andreoli, C.V., de Souza Junior, I.G., da Costa, A.C.S. (2011) Avaliação agrônômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **15**(6), 630-638. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000600014>
- Bittencourt, S. (2018) Agricultural Use of Sewage Sludge in Paraná State, Brazil: A Decade of National Regulation. *Recycling*, **3**(4), 53-60. <https://doi.org/10.3390/recycling3040053>
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2006) *Resolução N° 375* de 29 de agosto de 2006.
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011) *Resolução N° 430* de 13 de maio de 2011.
- CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011) Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, ANA/CETESB, Brasília, Brasil, 326 pp.
- Corrêa, R.S., Fonseca, Y.M.F., Corrêa, A.S. (2007) Produção de biossólido agrícola por meio da compostagem e vermicompostagem de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **11**(4), 420-426. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000400012>
- Dalpisol, M., Serrat, B.M., Motta, A.C.V., Poggere, G.C., Bittencourt, S., Barbosa, J.Z. (2017) Zinc, copper and manganese availability in soils treated with alkaline sewage sludge from Paraná state (Brazil). *Ciência e Agrotecnologia*, **41**(1), 81-93. <https://doi.org/10.1590/1413-70542017411036916>
- Da Silva, A.G., Leite, V.D., da Silva, M.M.P., Prasad, S., Feitosa, W.B.S. (2008) Compostagem aeróbia conjugada de lodo de tanque séptico e resíduos sólidos vegetais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **13**(4), 371-379. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000400005>
- Embrapa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2011) *Manual de Métodos de Análise de Solo*, 2^a ed., Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Brasil, 230 pp.
- Epstein, E. (2003) *Land application of sewage sludge and biosolids*, CRC Press, Boca Raton, 220pp.
- Gonçalves, R.F., Ludovice, M., von Sperling, M. (2014) Remoção da umidade de lodos de esgotos. In Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Eds.), *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*, UFMG/SANEPAR, Belo Horizonte, Brasil, 159-259.
- IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (2020) *População do Brasil*. Acesso em 23 abr. 2020, disponível em: https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/box_popclock.php
- Jordão, E.P., Pessôa, C.A. (2014) *Tratamento de esgotos domésticos*, 7^a ed., SEGRAC, Rio de Janeiro, Brasil, 1050 pp.
- Knopik, M.A., Rufine, R., Bittencourt, S., Gasparotto, F. (2018) Aporte de nutrientes em solos tratados com lodo de esgoto: estudo de caso da região de Campo Mourão, noroeste do Paraná. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, **7**(3), 379-389. <https://doi.org/10.3895/rbpd.v7n3.8597>
- Kulikowska, D. (2016) Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste Management*, **49**, 196-203. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.005>

- Lima, B.C., Lima, L.M., Brandão, M.L., Zanta, V.M., Vich, D.V., Queiroz, L.M. (2018) Composting as an Alternative for Final Disposal of Digested Sludge from UASB Reactors: A Case Study in the Small Municipalities of the State of Bahia, Brazil. *Waste and Biomass Valorization*, **9**, 2275–2283. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0410-y>
- Pereira, G.P.A., Ribeiro, M.H.G., Albuquerque Júnior, E.C., Silva, V.P., Gonçalves, E.A.P. (2020) Utilização de lodo anaeróbico de estação de tratamento de esgoto na produção de mudas de ipê roxo (*Tabebuia avellanedae*). *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **13**(1), 188-201. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.1.64736>
- Pinto, M.T. (2014) Higienização de lodos. In Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Eds.), *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*, UFMG/SANEPAR, Belo Horizonte, Brasil, 261-297.
- PROSAB, programa de Pesquisa em saneamento Básico. (2001) Manual prático para a compostagem de biossólidos, UEL, Londrina, Brasil, 91 pp.
- Siebielska, I., Siedłko, R. (2015) Polychlorinated biphenyl concentration changes in sewage sludge and organic municipal waste mixtures during composting and anaerobic digestion. *Chemosphere*, **126**, 88-95. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.051>
- Medeiros, V.S., Saleh, B.B., Aguiar, A.C.R., Furquim Filho, C.S., Alves, W.S., Miranda, R.A., Aquino, D.S. (2019) Verificação da conformidade da qualidade do efluente da estação de tratamento de esgotos de Rio Verde – GO. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **8**(1), 814-831. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e12019814-831>
- Moretti, S.M.L., Bertocini, E.I., Abreu-Junior, C.H. (2015) Composting sewage sludge with green waste from tree pruning. *Scientia Agricola*, **72**(5), 432-439, <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0341>
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*, 4a ed., Editora UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 452 pp.
- Von Sperling, M. (2017) *Lagoas de Estabilização*, 3a ed., Editora UFMG, Belo Horizonte, Brasil, 196 pp.
- Von Sperling, M., Andreoli, C.V. (2014) Introdução. In Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Eds.), *Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*, UFMG/SANEPAR, Belo Horizonte, Brasil, 13-16.
- Zhang, D., Luo, W., Li, Y., Wang, G., Li, G. (2018) Performance of co-composting sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste at different proportions. *Bioresour. Technology*, **250**, 853-859. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.136>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

COMPOSTING OF SEIZED CIGARETTE TOBACCO AND INDUSTRIAL SEWAGE SLUDGE WITH SAWDUST OR GARDEN PRUNING

Thiago Eduardo de Almeida¹
* Cleber Pinto da Silva¹
Rosimara Zittel¹
Daniel Ruiz Potma Gonçalves²
Sandro Xavier de Campos¹

Recibido el 14 de mayo de 2020. Aceptado el 13 de abril de 2021

Abstract

The composting of seized cigarette tobacco (SCT) and industrial sewage sludge (ISS) mixed with sawdust or garden pruning was evaluated using physical-chemical, phytotoxic and spectroscopic parameters. The temperatures reached peaks above 55°C in the five windrows and were sufficient to achieve the stability of the compounds. The moisture content remained mostly in the range of 50 to 70% indicated for efficient microbial activity during the decomposition process. The pH remained between 7.0 and 9.0, considered ideal for the stability of microorganisms that act in the various stages of composting. The loss of organic matter indicated an increase in the mineralization of the compost. After 180 days, the seed germination index (SGI) was above than 50% in the five windrows. The E_2/E_4 , E_4/E_6 (UV-Vis) and $1650/2930\text{ cm}^{-1}$, $1650/2850\text{ cm}^{-1}$ and $1650/1711\text{ cm}^{-1}$ (FTIR) ratios indicated the degradation of lignin, formation of aliphatic structures, oxygenated groups and aromatic carbon at different stages of maturation of the compounds. The windrow composting process was efficient to degrade different proportions of SCT and ISS, resulting in matured compounds.

Keywords: industrial sewage sludge; seized cigarette tobacco; solid residues.

¹ Environmental and Sanitary Analytical Chemistry Research Group, State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa, Paraná, Brazil.

² Agronomy Department, State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa, Paraná, Brazil.

*Corresponding Author: Environmental and Sanitary Analytical Chemistry Research Group, State University of Ponta Grossa, General Carlos Cavalcanti, 4748 Ponta Grossa, PR 84030-900, Brazil. Email: qaasuepgcleber@gmail.com

Introduction

The growing increase in the generation of organic solid waste by anthropic activities has resulted in great concern regarding its deposition in the environment (Zittel *et al.* 2018). A considerable part of the solid waste comes from seized cigarette tobacco (SCT) of illicit origin (Silva *et al.* 2014; Zittel *et al.* 2017) and the industrial sewage sludge (ISS) generated by various industrial processes (Silva *et al.* 2019).

Worldwide, 48.3 billion units cigarettes were seized in 2016, representing approximately 31.2 thousand tons of tobacco (Zittel *et al.* 2018). In Brazil in 2019, 235 million packs of illegal cigarettes were seized (BFR 2020). The generation of sludge in the food processing industry in 2015 was 21 million tons in European Union countries (Villar *et al.* 2016), 3 million tons in China (Meng *et al.* 2017) and 162 thousand tons in Brazil (Zittel *et al.* 2018).

Destruction of SCT by incineration (Silva *et al.* 2016) as the disposal of ISS in landfills or its direct application to the soil are pollution sources (Meng *et al.* 2017; Zhao *et al.* 2017). In addition, the improper disposal of these solid residues can result in the emission of methane gas, carbon dioxide and nitrogen compounds (Zittel *et al.* 2018).

A sustainable and low-cost strategy is the composting process (Silva *et al.* 2019; Zittel *et al.* 2018), as it significantly reduces the weight and volume of waste and results in safe products (Ayilara *et al.* 2020). In addition, the recycling of waste through the composting process leads to the rationalization of residual biomass, guaranteeing the supply of humidified organic material, minerals, improving moisture retention and microbial consortia beneficial to the soil and plants (De Corato 2020).

Composting can be summarized in three distinct phases (i.e., mesophilic, thermophilic and maturation phases), where each phase provides conditions of temperature, pH and availability of nutrients for the development of different microorganisms (Nafez *et al.* 2015). The addition of bulking agents (i.e., wheat straw, sawdust, rice bran, among others) is necessary to adjust the moisture content and the chemical composition of the mixture. They contain a high proportion of carbon/nitrogen, being able to absorb excess moisture from organic waste (i.e., sludge, animal manure, food waste), while adding structure to the mixture favoring the circulation of oxygen to the aerobic microorganisms (Palaniveloo *et al.* 2020). In addition, the duration of each phase depends on the initial composition of the residue, moisture content, quantity and composition of the microbial community.

The basic safety requirement for using the substrate resulting from composting is the degree of stability, which refers to the absence of animal and plant pathogens, as well as phytotoxic compounds present in precursor organic waste (Cesaro *et al.* 2019). Conventional control

methods (i.e., temperature, pH, moisture content, loss organic matter and seed germination index) associated to the spectroscopic analyses (i.e., UV/Vis, FTIR and FAAS) are excellent ways of monitoring decomposition, stabilization and material toxicity (Zittel *et al.* 2018).

The disposal of SCT and ISS requires an appropriate treatment to reduce the impact on the environment through sustainable practices of final disposal as solid waste. In this sense, the literature on sustainable recycling of SCT and ISS is still scarce.

The objective of this work was to investigate the treatment and recycling process of SCT and ISS by composting in windrows with manual turning aeration using physical-chemical, phytotoxicity and spectroscopic analyzes.

Material and methods

The industrial sewage sludge (ISS) used in the experiments was obtained at the effluent treatment station from the aeration tank of a food processing plant. The treated effluent has as its initial composition washing water from the industrial processing system for processed foods and domestic wastewater. The seized cigarette tobacco (SCT), were obtained by seizure in police inspections, being cigarettes were removed from their boxes and crushed, then the tobacco was separated from the paper and the filter through a 6.0 x 6.0 mm sieve. The main properties of the feedstock are shown in Table 1.

Table 1. Properties of the feedstocks used in composting (dry weight).

Waste	Carbon/Nitrogen	Moisture (%±SD)	pH ± SD	Particle size (mm)
Garden pruning	23.72	5.31 ± 1.02	7.92 ± 0.02	>10
Seized cigarette tobacco	11.49	5.36 ± 0.81	5.34 ± 0.03	0.5 to 4.8
Industrial sewage sludge	6.01	91.14 ± 0.23	7.88 ± 0.1	Pasty
Sawdust	157.8	0.59 ± 0.05	5.64 ± 0.06	4.8 to10

The feedstocks SCT, ISS, Sawdust (Sa) and Garden Pruning (GP) were mixed in different proportions in order to obtain carbon/nitrogen ratios (10, 20 and 30) for windrows containing Sa (W1, W2, W3) and ratios (10 and 20) for windrows containing GP (W4 and W5), all subsequently submitted to composting for 180 days. The quantities of feedstocks used in each experiment are shown in Table 2.

Carbon and Nitrogen contents were obtained via elemental analysis using the TrucSpec CN Analyser equipment. The initial C/N ratios were calculated from the C and N content and considering the equation proposed by Caricasole *et al.* (2011).

Table 2. Initial proportion of feedstock and of mixtures (wet weight).

Feedstock	Windrow 1	Windrow 2	Windrow 3	Windrow 4	Windrow 5
Sawdust (kg)	47.5	47.5	95.0	0.0	0.0
Industrial sewage sludge (kg)	85.0	17.5	18.0	30.0	2.0
Seized cigarette tobacco (kg)	30.0	15.0	15.0	25.0	3.0
Garden pruning (kg)	0.0	0.0	0.0	30.0	36.0
Initial size base area of windrow (m ²)	1.87	1.95	1.92	1.76	1.54
Initial moisture content (%)	75.2	71.2	74.2	70.5	75.0

For each windrow assembled, a specific amount of each residue was used, in order to initially obtain a specific C/N ratio. The windrows with a C/N = 10 ratio were intended to use materials with a higher nitrogen content and increase the volume of SCT and ISS treated. The windrows with a C/N ≥ 20 ratio followed what is recommended in the literature for composting with similar materials (Fialho *et al.* 2010).

The samples were collected in two sessions. The first sampling to verify the pH, was carried out from the collection of the material of seven randomly distributed points in the windrow (Fialho *et al.* 2010). The second sampling followed the solid residue sampling guidelines by ABNT-NBR: 10007 (ABNT 2004) for the remaining analysis. The samples collection and composting processes were observed for 180 days.

The windrows were assembled in conical shapes protected from weathering (closed shed). The system was operated with manual turning of windrow, being carried out every 15 days of composting from the beginning of the process up to 180 days.

Temperature, Moisture content, pH

Temperature were verified daily throughout the whole period of composting with a digital thermometer. The moisture content was determined through gravimetric analysis. The pH value was also determined daily up to the 15th day, after that period it was verified each fortnight, with a digital pH meter.

Organic Matter loss (OM Loss) and Seed Germination Index (SGI)

Ash content was determined using gravimetric. The decreases in organic matter were calculated using the initial (X₁) and final (X₂) Ash contents, with the following equation (Jara-Samaniego *et al.* 2017):

$$OM \text{ loss } (\%) = 100 - 100 \times \frac{[X_1(100 - X_2)]}{[X_2(100 - X_1)]}$$

Phytotoxicity was evaluated with watercress seeds (*Lepidium sativum*), being SGI was calculated according to the following equation:

$$SGI(\%) = \frac{[NGext \times LRetx]}{[NGwater \times LRwater]} \times 100$$

Where: NGext is the number of seeds germinated in the aqueous extract. NGwater is the number of seeds germinated in the control, LRetx is the length of the existing roots in the aqueous extract, LRwater is the length of the existing roots in the control (Mari *et al.* 2003).

Metal determination

The total concentration of lead (Pb), cadmium (Cd), nickel (Ni), chrome (Cr), iron (Fe), manganese (Mn), copper (Cu) and zinc (Zn) was determined in triplicate in the 180-day compost obtained from the five windrow, they were also determined in triplicate for the SCT and ISS residues, individually. The digestion process was carried out following the method 3050B (US.EPA 1996). A flame atomic absorption spectrometer (FAAS), brand Varian, model 240 FS was employed for the determinations. The accuracy of the method was verified from the reference material analysis by the Canada Research National Council (marine sediment- ERMCE278), obtaining from 90% to 103% recovery of the metals.

UV-VIS and FTIR spectroscopic analyses

For the UV-Vis analyses, 0.03 g sample (dry) was dissolved in 10 ml sodium bicarbonate solution at 0.05 mol/L. The wavelength determinations were carried out in scan mode in the range 200 to 800 nm and using the Varian Cary 50 equipment. After the determinations, the E₂/E₄ ratios was calculated (270/407 nm) and E₄/E₆ (465/665 nm) (Albrecht *et al.* 2011; Budziak *et al.* 2004).

The FTIR analyses were carried out with 0.1 g sample with 0.1 g potassium bromide. The readings were performed using IR Prestige-21 equipment in scan mode in the range 400 to 4000 cm⁻¹. After obtaining the spectra, the ratios 1650/2930 cm⁻¹, 1650/2850 cm⁻¹ and 1650/1711 cm⁻¹ was calculated (Castaldi *et al.* 2005).

Results and discussion

Temperature, Moisture content and pH

Figure 1 shows that during the period of 180 days in which the windrows were studied, the ambient temperature ranged from 9 °C to 32 °C. In the studied windrow, all the different characteristic phases of composting were observed: mesophilic, thermophilic and maturation phases. For W1, the mesophilic phase lasted 2 days, where the temperature in this period remained close to the environment temperature (20 °C). The thermophilic phase for this windrow

lasted 10 days, when the temperature of W1 remained above 55 °C for 8 days. For W2, the mesophilic phase also lasted 2 days, with the first day remaining at 17 °C and the second day 29.7 °C. The thermophilic phase of this windrow lasted 6 days, being 5 days above 55 °C. For W3, the mesophilic phase lasted two days, the first with a temperature of 17 °C and the second with 29.5 °C. The thermophilic phase lasted 6 days, being 5 of them with a temperature above 55 °C for W4, the mesophilic phase lasted 24 hours, with a temperature of 15 °C. On the second day of composting, the temperature increased to thermophilic values, which lasted 16 days, being 11 days above 55 °C. For W5, the mesophilic phase lasted 24 hours with temperature of 21 °C. The following day the temperature reached 62.7 °C, starting the thermophilic phase, which remained for 9 days, being 8 days with temperatures above 55 °C.

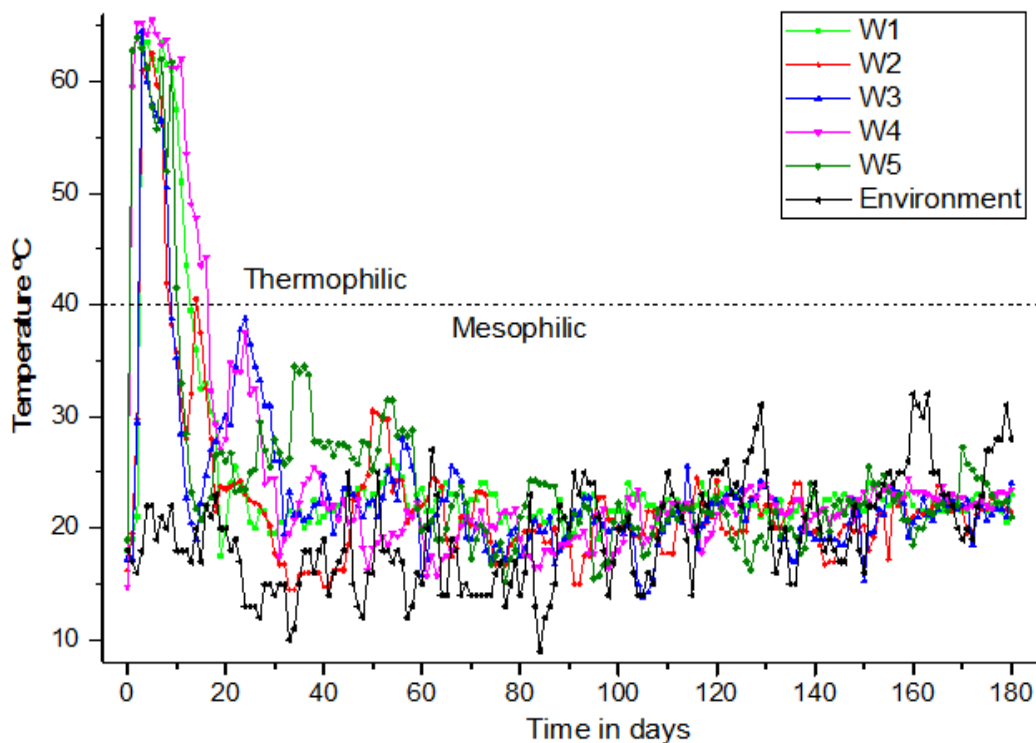


Figure 1. Temperature evolution for the five windrows in 180 days of composting process.

The thermophilic phase is important for the decomposition of organic matter, destruction of pathogenic agents and potentially toxic compounds present in the precursor materials (Zittel *et al.* 2017). All windrows showed an increase in temperature at the beginning of the composting process, being the elimination of pathogens is related to temperatures ranging from 40-65 °C in one week (Chan *et al.* 2016). After 60 days, the temperature of all windrows reached values close

to room temperature, which suggests low microbial activity and that the compounds reached stability (Jiang *et al.* 2015). Microorganisms that degrade organic matter act in composting at different temperature ranges. Bacteria are frequent at the beginning of the process and fungi during the entire process except at temperatures >60 °C. Actinomycetes are more present in the maturation phase, degrading resistant polymers together with fungi (Wei *et al.* 2019). Therefore, the temperatures obtained in all windrows revealed that composting can contribute to the degradation of several compounds present in the waste and it was possible to obtain the ideal conditions for the microbiological activity and the total sterilization of the compound.

Figure 2 shows the moisture variations observed for the studied composting systems.

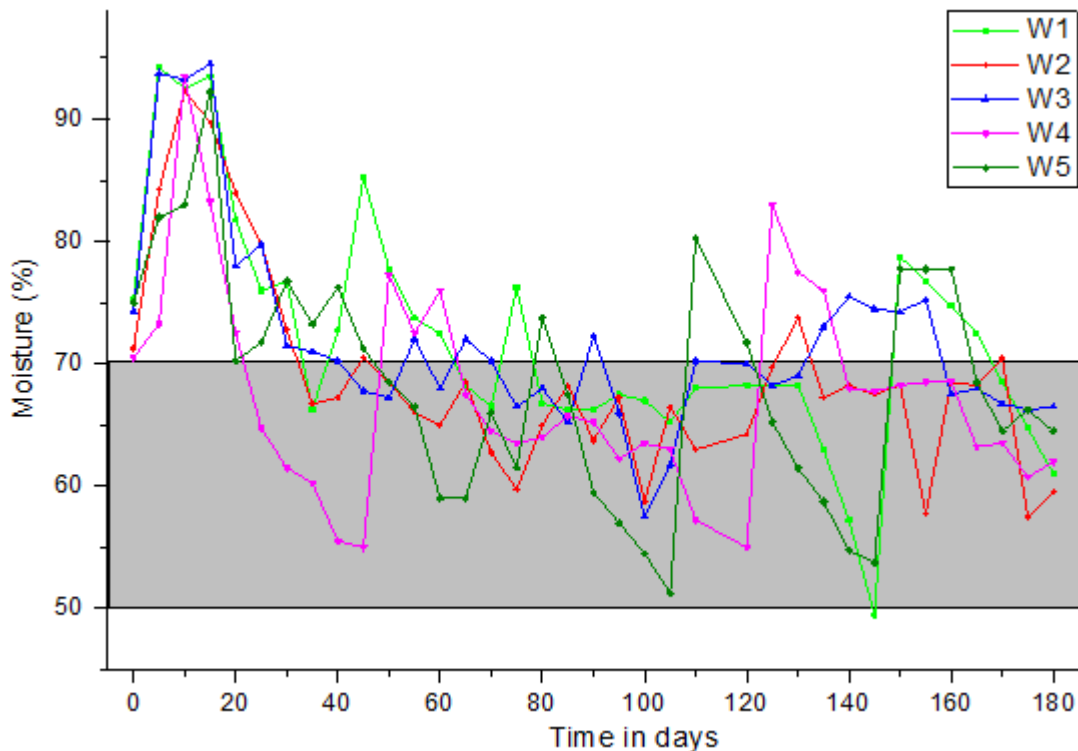


Figure 2. Moisture evolution for the five windrows in 180 days of composting process.

Figure 2 showed to an increase in moisture content for all windrows at the initial composting process. It is known that a windrow can produce additional moisture to the system due to the biological oxidation of organic compounds and as a result of microbial activity (Anand & Apul 2014). After 15 days, a significant reduction in moisture content was observed and it remained in the interval considered ideal (50 to 70%) for most of the time (Zittel *et al.* 2017).

The moisture content is an important parameter to be controlled during composting, which is responsible for the transport of dissolved nutrients necessary for the physiology and biological activities of microorganisms (Guo *et al.* 2012). Therefore, the moisture content obtained in all windrows provided the ideal conditions for microbiological activity and subsequent stabilization of the compost.

Figure 3 shows the pH variations observed for the studied composting systems.

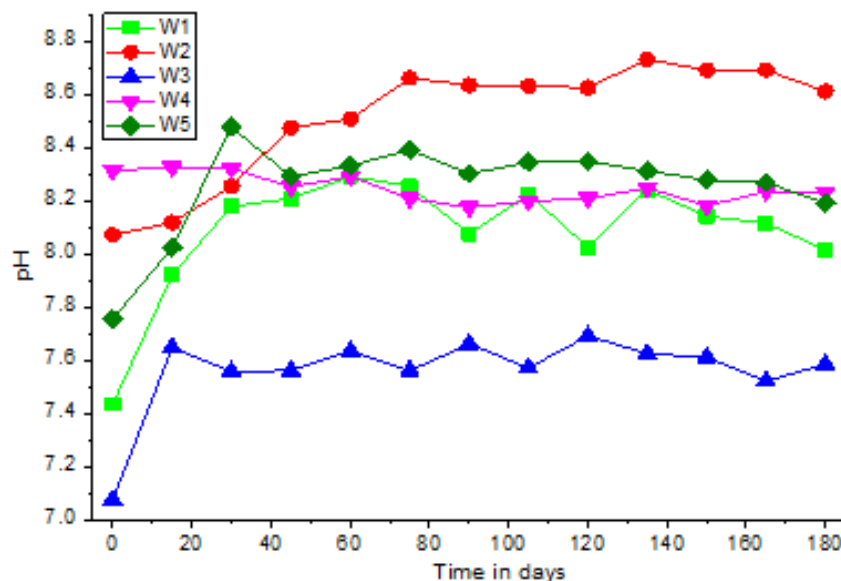


Figure 3. pH evolution for the five windrows in 180 days of composting process.

From the results presented in Figure 3, an increase in pH was observed for almost all windrows except for W4. This change in pH can be indicative of microbiological activity and degradation of the compounds in the mixtures. The increase in pH may be the result of decomposition of acidic organic compounds, formation of ammonia and mineralization of organic nitrogen (Nobelen *et al.* 2016). Acceptable pH ranges must be within tolerable levels (i.e., bacteria need a pH range of 6.0 to 7.5, fungi can tolerate a range of 5.5 to 8.0 and actinomycetes 5.0 to 9.0) for the microorganisms to perform their activities fully (Gómez-Brandón *et al.* 2008). All windrows under study, pH values can be considered adequate for good microbial activity. In addition, these pH values favor the composting process and the quality of the compost, since the organic nitrogen present in both sludge and tobacco can be converted by nitrification processes into elementary forms such as nitrite and nitrate that can be used by plants (Zittel *et al.* 2017).

Organic Matter loss (OM Loss) and Seed Germination Index (SGI)

Figure 4 shows variations in OM Loss and SGI in percentage from the first to 180th day of composting.

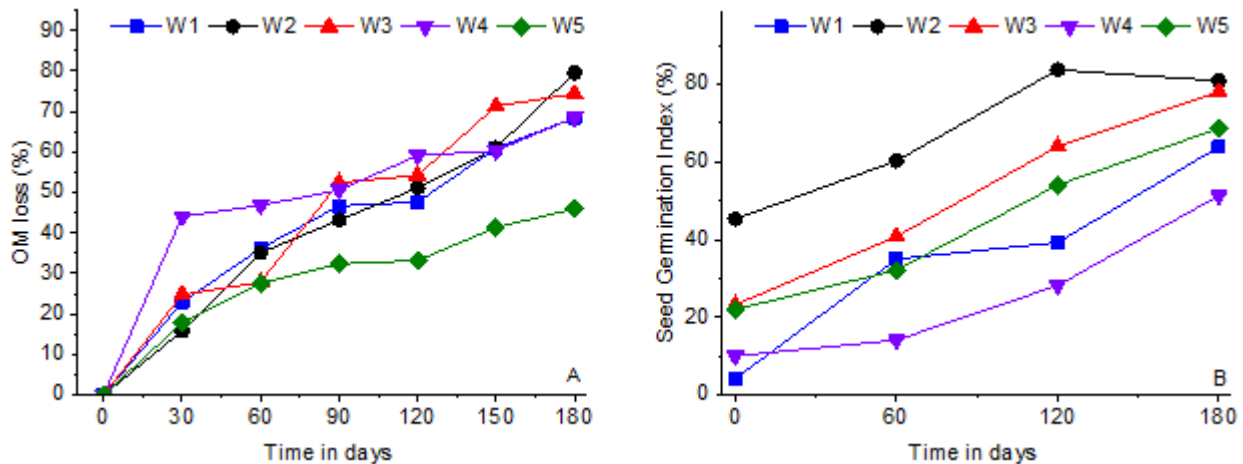


Figure 4. OM Loss (%) and Seed germination index (%) of composts in the five windrows.

Figure 4A shows that there was an increase in OM Loss during the composting time for all the studied windrows. With the decomposition of organic matter, loss of mass in the form of carbon dioxide and water was observed. The increase in OM loss is indicative of mineralization during composting and consequent material stabilization (Caricasole *et al.* 2011). The OM is mineralized due to degradation of protein, cellulose, hemicellulose and lignin, which are used as C and N sources by the microorganisms (Fialho *et al.* 2010). The windrows that contained the largest amount of initial sludge were those that presented the highest of OM loss. This decrease can be attributed to the ISS mineralization facility, when compared to volume agents (Sa and GP), which have a more complex composition and less susceptible to attack by microorganisms (Nafez *et al.* 2015).

Figure 4B shows that in 180 days of composting all composts presented SGI over 50%, being considered stabilized and phytotoxicity free (Wang *et al.* 2014). However, a smaller amount of ISS used in the process required less time to reduce phytotoxicity, as seen in windrows W2, W3 and W5. In addition, a large increase in the volume of Sa and GP can decrease the efficiency of the process. Thus, the SGI appears as a sensitive parameter to evaluate toxicity and the degree of stabilization in process of composting (Sellami *et al.* 2008).

The unstable compost presents phytotoxicity caused by different factors such as lack of oxygen, due to the intense microbial activity, the accumulation of toxic compounds (alcohols, phenolic compounds, low molecular weight organic acids and ammonia) and the presence of excess heavy metals and salts minerals (Zittel *et al.* 2017). According to the results obtained, the composting of SCT and ISS is a viable alternative for the treatment of these residues, in addition to obtaining a toxic free compound.

Metal determination

Table 3 shows the concentrations of metals related to the initial material SCT and ISS and the composts obtained after 180 days of treatment, in addition to guideline values for the use of organic composts in agriculture.

Table 3. Concentration of metals found in the SCT and ISS and in the final composts after 180 days (Mean \pm SD, n=3).

	SCT	ISS	W1	W2	W3	W4	W5	CCME	USDA
Fe*	1.73 \pm 0.01	4.48 \pm 0.012	1.40 \pm 0.02	10.24 \pm 0.02	9.48 \pm 0.01	18.84 \pm 0.03	8.97 \pm 0.02	-	-
Mn*	1.08 \pm 0.003	0.39 \pm 0.002	1.51 \pm 0.005	1.31 \pm 0.004	1.19 \pm 0.004	1.18 \pm 0.004	0.99 \pm 0.004	-	-
Pb	20.63 \pm 1.82	23.21 \pm 1.78	39.38 \pm 1.91	33.46 \pm 1.93	33.24 \pm 2.03	32.65 \pm 1.98	30.09 \pm 1.81	150	250
Cd	1.41 \pm 0.058	0.52 \pm 0.05	1.67 \pm 0.053	1.44 \pm 0.06	1.33 \pm 0.05	0.52 \pm 0.05	0.66 \pm 0.06	3.0	10
Ni	4.07 \pm 0.09	17.75 \pm 0.39	8.17 \pm 0.286	8.86 \pm 0.64	10.49 \pm 0.53	7.62 \pm 0.83	5.45 \pm 0.69	62	200
Cr	0.62 \pm 0.06	8.92 \pm 9.66	11.72 \pm 1.01	5.09 \pm 0.53	4.98 \pm 0.58	1.24 \pm 0.12	1.91 \pm 0.28	210	1000
Cu	11.33 \pm 0.85	10.87 \pm 0.86	14.61 \pm 1.26	12.25 \pm 1.06	14.56 \pm 1.05	12.29 \pm 1.08	9.61 \pm 0.76	400	1000
Zn	33.57 \pm 0.12	168.51 \pm 0.22	72.59 \pm 0.19	57.44 \pm 0.18	82.23 \pm 0.21	59.71 \pm 0.21	41.76 \pm 0.1	700	2500

Note: Fe* and Mn*: g/kg; other metals: mg/kg; USDA: United States Department of Agriculture; Canadian Council of Ministers of the Environment.

The results present in Table 3 showed that the concentration of metals Fe, Mn, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu and Zn is below the values recommended by the international norms suggested by the United States Department of Agriculture and Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 2005; USDA 1980). Among the organic composts used, SCT and ISS are rich in metals. However, the proportion of residues employed in the initial mixtures made it possible to obtain final composts with metal concentrations below the limits set forth by international norms for the quality of the composting product.

UV-VIS and FTIR spectroscopic analyses

After carrying out the UV-Vis analysis, it was possible to calculate the E₂/E₄ and E₄/E₆ ratios presented in Table 4.

Table 4. E_2/E_4 and E_4/E_6 ratio in the windrows as a function of the composting time.

Ratio	Time	W1	W2	W3	W4	W5
E_2/E_4	1 day	4.086	4.180	5.225	4.051	3.793
	180 days	4.602	4.478	3.446	3.820	3.573
E_4/E_6	1 day	3.023	9.281	3.042	3.167	2,544
	180 days	3.214	5.352	3.481	3.921	2.561

The results presented indicate that the windrows that decreased the E_2/E_4 ratios during composting, degraded the lignin and formed porphyrinic structures, associated with a depolymerization and degradation of monomeric compounds by microorganisms (Abid *et al.* 2020). However, some windrows showed an increase in the same ratio, which suggests the consumption of porphyrinic structures originating in the thermophilic phase and formation of non-condensed aromatic structure linked to oxygenated functions (Budziak *et al.* 2004; Maia *et al.* 2012).

The E_4/E_6 ratio indicates the degree of condensation and polymerization of aromatic structures during the composting process (Albrecht *et al.* 2011). In windrow W2, decrease was observed in the E_4/E_6 ratio, which suggests the mineralization of carbohydrates and quinones, oxidation of phenolic compounds linked to methoxy groups and/or aliphatic lateral chains in humic substances (Sellami *et al.* 2008). The results revealed an increase in the E_4/E_6 ratio in W1, W3, W4 and W5. This characteristic suggests the presence of small sized organic molecules, lower degree of condensation of aromatic structures and larger number of functional groups as carboxyl (Fialho *et al.* 2010).

Table 5 showed the ratio between $1650/2930\text{ cm}^{-1}$ (C-aromatic/C- aliphatic), $1650/2850\text{ cm}^{-1}$ (C-aromatic/C-aliphatic) and $1650/1711\text{ cm}^{-1}$ (C-aromatic/C-carboxyl) (Castaldi *et al.* 2005) in the windrows at the beginning and at the end of the study period.

Table 5. Ratio between in the windrow analyzed in different phases of the compost stabilization.

Ratio	Time	W1	W2	W3	W4	W5
$1650\text{ cm}^{-1}/ 2930\text{ cm}^{-1}$	1 day	0.902	0.886	0.962	0.892	0.909
	180 days	0.945	0.883	0.874	0.949	0.878
$1650\text{ cm}^{-1}/ 2850\text{ cm}^{-1}$	1 day	0.871	0.851	0.913	0.853	0.889
	180 days	0.909	0.884	0.837	0.887	0.816
$1650\text{ cm}^{-1}/ 1711\text{ cm}^{-1}$	1 day	0.870	0.840	0.831	0.844	0.889
	180 days	0.900	0.844	0.828	0.850	0.845

In windrows W1 and W4, an increase in the ratios $1650/2930\text{ cm}^{-1}$ and $1650/2850\text{ cm}^{-1}$ was observed. Such characteristic agrees with the aliphatic carbon reduction and/or formation of humic polymer in the composts obtained from these windrow (Zittel *et al.* 2018). The reduction in the values of $1650/2930\text{ cm}^{-1}$ and $1650/2850\text{ cm}^{-1}$ ratios observed in W3 and W5 is due to the formation of aliphatic structures resulting from the microbial activity (Castaldi *et al.* 2005).

The increase in the levels of aromatic carbon can be seen due to the increase in the $1650/1711\text{ cm}^{-1}$ ratio in W1, W2 and W4, complementing the information obtained by the $1650/2930\text{ cm}^{-1}$ and $1650/2850\text{ cm}^{-1}$ ratio. The increase in the aromatic carbon amount is an indicative of the stabilization of the compost formed from this windrows (Varma *et al.* 2017).

The results obtained with these FTIR ratios agree with that observed in the results of the E_4/E_6 ratios. In W1 and W4, for example, an increase in the E_4/E_6 ratio was observed and indicated lower condensation of the aromatic structures and higher number of oxygenated groups. Such characteristic was confirmed, for example, by the increase in the $1650/1711\text{ cm}^{-1}$ ratio, suggesting a higher number of carboxyl groups (oxygenated groups).

The spectroscopic results obtained from the UV-Vis and FTIR analyses demonstrated that W1 and W4 presented higher amount of aromatic carbon at the end of the composting when compared to W2, W3 and W5. However, the formation of aromatic carbon occurred in all windrow at different times. Since the formation of aromatic carbon is an indicative of the compost stabilization (Varma *et al.* 2017).

Conclusions

Regarding the five treatments, the results showed that the period of thermophilic temperature contributed to the stability of the compounds, that the values of humidity and pH are considered favorable to the activity of the microorganisms. The loss of organic matter in the five compounds indicated an increase in maturity and mineralization of nutrients. The five treatments obtained SGI above 50% in 180 days of process. The metal concentration in all windrows was in accordance with the specification for use of organic compounds as a fertilizer. The results of UV-Vis and FTIR indicated degradation of lignin, formation of aliphatic structures linked to oxygenated groups, in addition to aromatic carbon in different stages of compound stabilization. Therefore, the composting process proved to be efficient in the degradation of SCT and ISS residues, and the final compost from the five processes showed characteristics that can contribute to the better agricultural conditioning of the soil and providing nutrients to the plants.

Acknowledgments

Authors are thankful to CAPES for the financial support during the development of the project and the Multiuser Laboratory at the State University of Ponta Grossa - UEPG (CLABMU-UEPG).

References

- Abid, W., Mahmoud, I. Ben, Masmoudi, S., Triki, M. A., Mounier, S., & Ammar, E. (2020) Physico-chemical and spectroscopic quality assessment of compost from date palm (*Phoenix dactylifera* L.) waste valorization, *Journal of Environmental Management*, **264**, 110492. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110492>
- ABNT (2004) *Amostragem de resíduos sólidos* (ABNT NBR 10007:2004).
- Albrecht, R., Le Petit, J., Terrom, G., & Périsol, C. (2011) Comparison between UV spectroscopy and nirs to assess humification process during sewage sludge and green wastes co-composting, *Bioresource Technology*, **102**(6), 4495–4500. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.12.053>
- Anand, C. K., & Apul, D. S. (2014) Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation – A review, *Waste Management*, **34**(2), 329–343. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.006>
- Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., & Odeyemi, O. (2020) Waste Management through Composting: Challenges and Potentials, In *Sustainability* (Vol. 12, Issue 11). <https://doi.org/10.3390/su12114456>
- BFR (2020) *Annual customs balance 2019. Brazil's federal revenue*. <https://bit.ly/3p99Ekh>
- Budziak, C. R., Maia, C. M. B. F., & Mangrich, A. S. (2004) Transformações Químicas da Matéria Orgânica Durante a Compostagem de resíduos da Indústria Madeireira, *Química Nova*, **27**(3), 399–403.
- Caricasole, P., Provenzano, M. R., Hatcher, P. G., & Senesi, N. (2011) Evolution of organic matter during composting of different organic wastes assessed by CPMAS ¹³C NMR spectroscopy, *Waste Management*, **31**(3), 411–415. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.020>
- Castaldi, P., Alberti, G., Merella, R., & Melis, P. (2005) Study of the organic matter evolution during municipal solid waste composting aimed at identifying suitable parameters for the evaluation of compost maturity, *Waste Management*, **25**(2 SPEC. ISS.), 209–213. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.12.011>
- CCME (2005) *Guidelines for Compost Quality* Canadian Council of Ministers of the Environment. <https://bit.ly/3p1BCct>
- Cesaro, A., Conte, A., Belgiorio, V., Siciliano, A., & Guida, M. (2019) The evolution of compost stability and maturity during the full-scale treatment of the organic fraction of municipal solid waste, *Journal of Environmental Management*, **232**, 264–270. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.121>
- Chan, M. T., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2016) Reducing nitrogen loss and salinity during “struvite” food waste composting by zeolite amendment, *Bioresource Technology*, **200**, 838–844. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.093>
- De Corato, U. (2020) Agricultural waste recycling in horticultural intensive farming systems by on-farm composting and compost-based tea application improves soil quality and plant health: A review under the perspective of a circular economy, *Science of The Total Environment*, **738**, 139840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139840>
- Fialho, L. L., Silva, W. T. L. da, Milori, D. M. B. P., Simões, M. L., & Martin-Neto, L. (2010) Characterization of organic matter from composting of different residues by physicochemical and spectroscopic methods, *Bioresource Technology*, **101**(6), 1927–1934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.039>
- Gómez-Brandón, M., Lázcano, C., & Domínguez, J. (2008) The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure, *Chemosphere*, **70**(3), 436–444. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.065>
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., & Shen, Y. (2012) Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost, *Bioresource Technology*, **112**, 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>

- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Paredes, C., Pérez-Espinosa, A., Gavilanes-Terán, I., López, M., Marhuenda-Egea, F. C., Brito, H., & Moral, R. (2017) Development of organic fertilizers from food market waste and urban gardening by composting in Ecuador, *PLOS ONE*, **12**(7), e0181621. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181621>
- Jiang, J., Liu, X., Huang, Y., & Huang, H. (2015) Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting, *Waste Management*, **39**, 78–85. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.025>
- Maia, C. M. B. de F., Fukamach, C. R. B., Piccolo, A., & Mangrich, A. S. (2012) EPR and DRIFT spectroscopic characterization of humic fractions during composting of sawdust and paper mill sludge, *Pesquisa Florestal Brasileira*, **32**(70), 1–6. <https://doi.org/10.4336/2012.pfb.32.70.01>
- Mari, I., Ehaliotis, C., Kotsou, M., Balis, C., & Georgakakis, D. (2003) Respiration profiles in monitoring the composting of by-products from the olive oil agro-industry, *Bioresource Technology*, **87**(3), 331–336. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00238-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00238-9)
- Meng, L., Li, W., Zhang, S., Wu, C., & Lv, L. (2017) Feasibility of co-composting of sewage sludge, spent mushroom substrate and wheat straw, *Bioresource Technology*, **226**(Supplement C), 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.054>
- Nafez, A. H., Nikaeen, M., Kadkhodaie, S., Hatamzadeh, M., & Moghim, S. (2015) Sewage sludge composting: quality assessment for agricultural application, *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(11), 709. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4940-5>
- Nobelen, S., Kienhuis, A. S., & Talhout, R. (2016) An Inventory of Methods for the Assessment of Additive Increased Addictiveness of Tobacco Products, *Nicotine & Tobacco Research*, **18**(7), 1546–1555. <https://doi.org/10.1093/ntr/ntw002>
- Palaniveloo, K., Amran, M. A., Norhashim, N. A., Mohamad-Fauzi, N., Peng-Hui, F., Hui-Wen, L., Kai-Lin, Y., Jiale, L., Chian-Yee, M. G., Jing-Yi, L., Gunasekaran, B., & Razak, S. A. (2020) Food Waste Composting and Microbial Community Structure Profiling, In *Processes* (Vol. 8, Issue 6). <https://doi.org/10.3390/pr8060723>
- Sellami, F., Hachicha, S., Chtourou, M., Medhioub, K., & Ammar, E. (2008) Maturity assessment of composted olive mill wastes using UV spectra and humification parameters, *Bioresource Technology*, **99**(15), 6900–6907. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.055>
- Silva, C. P., Almeida, B. P. M. De, & de Campos, S. X. (2019) Monitoring and characterization of compost obtained of sludge of ultra-processed food industry by conventional and spectroscopic analyses, *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, **40**(1), 39. <https://doi.org/10.5433/1679-0375.2019v40n1p39>
- Silva, C. P., Almeida, T. E., Zittel, R., Domingues, C. E., Stremel, T. R. O., Barbola, I. D. F., & Campo, S. X. (2016) Determination of Smuggled Cigarette Characteristics in Brazil and Their Potential Risk to the Human Health, *Orbital - The Electronic Journal of Chemistry*, **8**(3), 127–137. <https://doi.org/10.17807/orbital.v8i3.832>
- Silva, C. P. da, Voigt, C. L., & Campos, S. X. de (2014) Determination of Metal Ions in Contraband Cigarettes in Brazil, *Revista Virtual de Química*, **6**(5), 1249–1259. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20140082>
- US.EPA (1996) *Acid digestion of sediments, sludges and soils: Method 3050-B*. <https://bit.ly/3cd3wUI>
- USDA (1980) *Report and recommendation on organic farming* United States Department of Agriculture. <https://bit.ly/3iVChiz>
- Varma, V. S., Das, S., Sastri, C. V., & Kalamdhad, A. S. (2017) Microbial degradation of lignocellulosic fractions during drum composting of mixed organic waste, *Sustainable Environment Research*, **27**(6), 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2017.05.004>
- Villar, I., Alves, D., & Mato, S. (2016) Seafood-Processing Sludge Composting: Changes to Microbial Communities and Physico-Chemical Parameters of Static Treatment versus for Turning during the Maturation Stage, *PLOS ONE*, **11**(12), e0168590. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168590>

- Wang, C., Tu, Q., Dong, D., Strong, P. J., Wang, H., Sun, B., & Wu, W. (2014) Spectroscopic evidence for biochar amendment promoting humic acid synthesis and intensifying humification during composting, *Journal of Hazardous Materials*, **280**, 409–416. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.030>
- Wei, Y., Wu, D., Wei, D., Zhao, Y., Wu, J., Xie, X., Zhang, R., & Wei, Z. (2019) Improved lignocellulose-degrading performance during straw composting from diverse sources with actinomycetes inoculation by regulating the key enzyme activities, *Bioresource Technology*, **271**, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.081>
- Zhao, G. H., Yu, Y. L., Zhou, X. T., Lu, B. Y., Li, Z. M., & Feng, Y. J. (2017) Effects of drying pretreatment and particle size adjustment on the composting process of discarded flue-cured tobacco leaves, *Waste Management & Research*, **35**(5), 534–540. <https://doi.org/10.1177/0734242X17690448>
- Zittel, R., Silva, C. P., Domingues, C. E., de Oliveira Stremel, T. R., Almeida, T. E., Vieira Damiani, G., & Campos, S. X. (2017) Treatment of smuggled cigarette tobacco by composting process in facultative reactors, *Waste Management*, **71**, 115–121. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.023>
- Zittel, R., Silva, C. P., Domingues, C. E., Seremeta, D. C. H., Estrada, R. A., & Campos, S. X. (2018) Composting of smuggled cigarettes tobacco and industrial sewage sludge in reactors: physicochemical, phytotoxic and spectroscopic study, *Waste Management*, **79**, 537–544.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO

* Denise Peresin¹
Taison Anderson Bortolin¹
Mayara Cechinatto¹
Vania Elisabete Schneider¹

UNIVERSITY CAMPUS WASTEWATER TREATMENT PLANT EFFICIENCY EVALUATION

Recibido el 18 de mayo de 2020. Aceptado el 4 de diciembre de 2020

Abstract

The rotating biological contactor (RBC) system for the treatment of effluents follows the same theoretical principle of aerobic systems and presents very competitive characteristics when compared to other technologies. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the compact wastewater treatment plant from a university, that employs the RBC technology, as well as the stages of the system, through statistical analysis and comparison with the limits of the applicable legislation. Samples for the analysis, were collected every two weeks, between the years 2012 and 2015, in 4 points. The results were evaluated by the statistical tests of Shapiro-Wilk, Mann-Whitney and t-student, and compared with the emission or minimum efficiency standards defined by normative resolution Consetama nº 355/2017. The wastewater treatment plant (WTP) was efficient in removing coliform (>95%) and met the concentration limits determined by the resolution for the parameters pH, BOD₅, COD and TSS. In summary, the study pointed out that the major problem of WTP is the removal of nutrients, which are above the values determined by the resolution. It was evidenced that the current treatment system, needs to be increased, in order to become more efficient in the removal of these parameters.

Keywords: WTP, biodiscs, nutrient removal.

¹ Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM / Universidade de Caxias do Sul – UCS, Brasil.

* Autor correspondente: Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130. Bloco U – Sala 201. Bairro: Presidente Vargas. Caxias do Sul. Rio Grande do Sul. Brasil. CEP: 95070-560. Email: dperesin@ucs.br

Resumo

O sistema de biodiscos para tratamento de efluentes segue o mesmo princípio teórico de sistemas aeróbios e apresenta características bastante competitivas quando comparada a outras tecnologias. Avaliar a eficiência da estação de tratamento de efluentes sanitários compacta de uma universidade, que emprega a tecnologia de biodiscos, bem como das etapas do sistema, através de análise estatística e comparação com os limites da legislação aplicável, foi o objeto deste estudo. As coletas foram realizadas quinzenalmente, entre os anos de 2012 e 2015, em 4 pontos. Os resultados foram avaliados pelos testes estatísticos de Shapiro-Wilk, Mann-Whitney e t-student, e comparados com os padrões de emissão ou eficiência mínima definida pela resolução Consema nº 355/2017. A ETE foi eficiente na remoção de coliformes termotolerantes (>95%) e atendeu aos limites de concentração determinados pela Resolução para os parâmetros de pH, DBO₅, DQO e SST. Em síntese, o estudo apontou que a maior problemática da ETE está na remoção dos nutrientes, que estão sendo lançados na rede coletora municipal, muitas vezes, acima dos valores determinados pela resolução vigente. Evidenciou-se que o atual sistema de tratamento, precisa ser incrementado, para tornar-se mais eficiente na remoção destes parâmetros.

Palavras chave: ETE, biodiscos, remoção de nutrientes.

Introdução

O déficit de atendimento dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil, devido à ausência de tratamento de efluentes e destinação inadequada, muitas vezes diretamente nos corpos d'água, tem comprometido a qualidade da água para diversos usos, trazendo implicações danosas à saúde pública e ao equilíbrio do meio ambiente (Ana, 2017).

Nos últimos anos, a preocupação em relação à problemática dos efluentes tem ganhado destaque com o desenvolvimento de diversas tecnologias e formas de tratamento. Uma destas tecnologias que vêm sendo utilizada para diferentes tipos de esgotos é o sistema de biodiscos. Este sistema possui capacidade para suportar as flutuações de carga de entrada de esgotos fornecendo uma alternativa para o processo de lodos ativados uma vez que possui um menor consumo de energia, entre 40 a 50% da quantidade usada no processo de lodo ativado (Tomáz, 2010), incentivando o crescimento em um biofilme estático (Singh e Mittal, 2012; Hassard et al., 2015).

O processo de biodiscos alia a utilização de substrato, com um sistema de separação de biomassa natural e o crescimento bacteriano. Uma série de discos presos a um eixo comum gira parcialmente submersa (cerca de 40% do disco) de uma calha, através da qual passa o efluente. Nestes discos crescem comunidades de microrganismos, que são supridas pelos nutrientes e matéria orgânica que compõe o efluente, denominado biofilme.

Durante a rotação, o reator transporta uma película de água residual, que absorve oxigênio do ar. Os organismos do filme de biomassa fixados no disco eliminam a matéria orgânica solúvel aeróbica, estabilizando-a em substâncias mais simples, na presença de oxigênio (Martínez, 2001)

Várias características do design deste processo interferem no seu desempenho, tais como: velocidade de rotação, temperatura, características do efluente e do biofilme, níveis de Oxigênio Dissolvido (OD), submersão média, entre outros (Hansford *et al.*, 1978; Cortez *et al.*, 2008; Hassard *et al.*, 2015).

O pH é reduzido pelo processo de nitrificação influenciando posteriormente o processo de desnitrificação (Metcalf e Eddy, 2016), enquanto as taxas de desnitrificação decrescem quando o pH se encontra na faixa de 7-6 (Dawson e Murphy, 1972).

O processo de biodiscos é bastante competitivo no tratamento de efluentes de pequenas e médias comunidades, pois possui como características: baixo custo de operação, fácil operação (até mesmo por pessoal não especializado), baixo consumo de energia, estabilidade considerável para sobrecargas orgânicas, espaço de instalação relativamente pequeno e fácil construção e expansão (Hansford *et al.*, 1978; Paolini *et al.*, 1979; Cortez *et al.*, 2008).

Os biodiscos tornam-se assim, uma importante tecnologia a ser inserida nas instalações de tratamento de efluentes doméstico e industrial (CHEN *et al.*, 2006). Alguns trabalhos já utilizaram e avaliaram esta tecnologia para diferentes tipos de efluentes comparando-as com outras tecnologias, como os trabalhos de Hassard *et al.* (2015), Kiran *et al.* (2017). No trabalho desenvolvido por Hassard *et al.* (2015) avaliando os resultados obtidos por diversos autores no desempenho de reator biológico rotativo de contato (RBC), este identificou como principais resultados a alta taxa de remoção volumétrica e de retenção de sólidos, baixa pegada de carbono e de tempos de residência hidráulica. Segundo os autores citados, o RBC é, portanto, um candidato ideal para processos híbridos para obras de atualização, maximizando a eficiência da infraestrutura existente e minimizando o consumo de energia para a remoção de nutrientes. Kiran *et al.* (2017), em estudo desenvolvido para avaliação do desempenho de reator biológico rotativo anaeróbico contínuo, em escala de laboratório, para remoção de metal pesado de esgoto sintético sob condição de redução de sulfato, concluem que o reator demonstrou excelente potencial, mesmo em condições de alta concentração de entrada de metais.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência da estação de tratamento compacta do esgoto sanitário de uma Universidade, que emprega a tecnologia de biodiscos, bem como suas etapas, através de análise estatística e comparação com os limites da legislação aplicável.

Materiais e métodos

Localização e descrição do objeto de estudo

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), objeto desse estudo, localiza-se em um Campus Universitário da região da Serra Gaúcha – Rio Grande do Sul – RS – Brasil. A referida ETE é do tipo compacta, recebe e trata esgotos sanitários, resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas.

O processo de tratamento instalado é composto por: tratamento primário – fossas sépticas, elevatórias e tanque de equalização (remoção de sólidos grosseiros e primária da matéria orgânica); tratamento secundário – biodiscos e sedimentador (remoção secundária de matéria orgânica); e tratamento terciário – clorador e tanque de contato (desinfecção com hipoclorito de sódio). O sistema de biodiscos é composto por duas unidades de 3,6 metros de comprimento, 2,25 metros de largura e 2,66 metros de altura projetados para uma vazão máxima de alimentação de 53 m³/dia. Os discos possuem diâmetro de 1800mm, construídos de material polimérico fixados a um eixo que, apoiado em mancais e acionado por um motor, os quais giram dentro de um tanque onde passa o esgoto a ser tratado. A quantidade total de discos é de 170 unidades. A espessura do disco é de 1 mm, com espaçamento entre discos de 21 mm, diâmetro externo de cada disco de 2 mm, diâmetro interno de 14 mm e taxa de aplicação hidráulica de 0,05 m³/m².d.

Finalizado o tratamento, o efluente passa por um vertedouro onde é feita a medição de vazão e lançado na rede coletora municipal, conforme fluxograma apresentado na Figura 1. A ETE foi projetada com estimativa de atendimento para cerca de 10,000 alunos/dia. As estações elevatórias possuem duas bombas cada uma, sendo uma delas mantida como reserva.

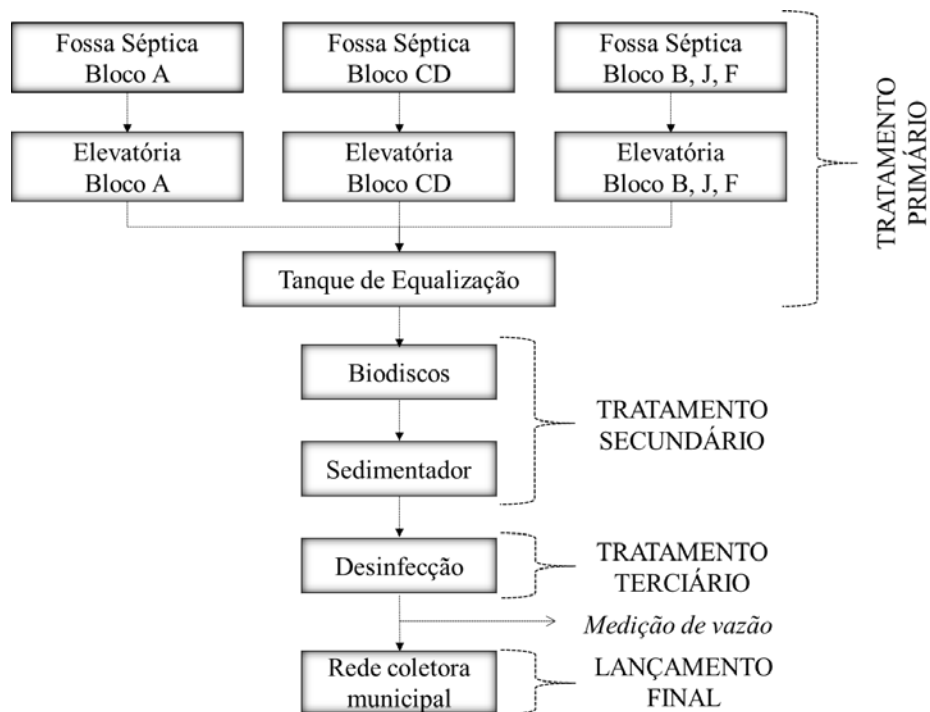


Figura 1. Fluxograma das etapas de Tratamento da ETE.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Plano de Amostragem

As coletas foram realizadas em 4 pontos de amostragem, visando o controle e avaliação da eficiência dos biodiscos, sedimentador e tanque de contato. Os pontos estão descritos abaixo e esquematizados na Figura 2.

As coletas foram realizadas quinzenalmente, entre os anos de 2012 e 2015. Em campo foi medido o valor de pH e as amostras encaminhadas para laboratório de análises ambientais. Os parâmetros analisados em laboratório foram: Coliformes Totais (CT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo total (PT), Nitrogênio Amoniacal (NH₃), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Sólidos Suspensos Totais (SST). As análises laboratoriais seguiram os procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

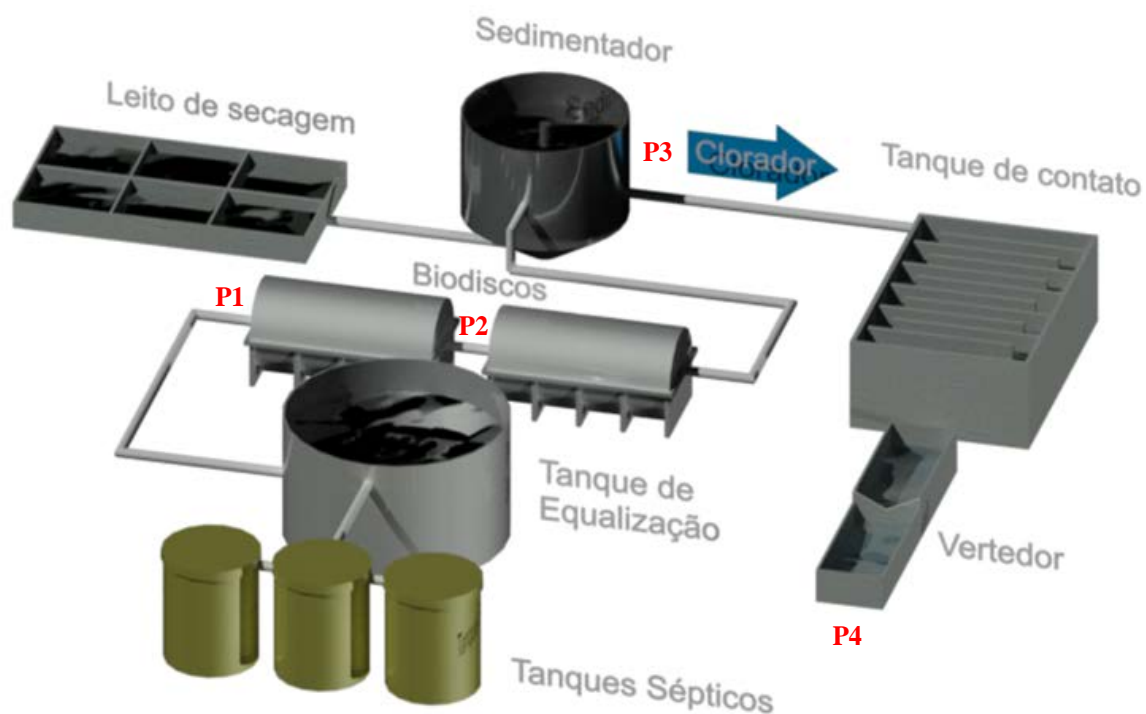


Figura 2. Fluxograma com a localização dos pontos de amostragem.

Legenda: P1 – entrada no biodisco; P2 – após a passagem pelo primeiro biodisco; P3 – após a passagem pelo sedimentador; P4 – após a passagem pelo tanque de contato, saída / esgoto tratado.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Análise estatística

A análise do desempenho da ETE, em termos de eficiência na remoção de nutrientes e matéria orgânica do esgoto, se deu através da diferença percentual na concentração dos parâmetros, em cada etapa de tratamento conforme Equação 1.

$$E = \left(\frac{C1 - C2}{C1} \right) * 100$$

Equação 1

Onde:

C1 = Concentração do efluente na entrada

C2 = Concentração do efluente na saída

A avaliação estatística da significância dos resultados ($p < 0.05$) entre as etapas de tratamento da estação, foi realizada pelos testes *t-Student* (distribuição normal dos dados) e *Mann-Whitney* (distribuição não-normal dos dados). A distribuição dos dados foi avaliada utilizando o teste de *Shapiro-Wilk*. As análises foram executadas utilizando o software estatístico SYSTAT para *Windows*, versão 12 (SYSTAT, 2007).

Os resultados também foram comparados com os padrões de emissão ou eficiência mínima determinada pela Resolução do Consema nº 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) de acordo com a faixa de vazão da ETE.

Resultados e discussão

Concentração do esgoto

As análises foram realizadas com esgoto pré-tratado em sistema de tanques sépticos e a concentração média comparada com o resultado de outros estudos, que estão apresentados na Tabela 1.

No comparativo das concentrações médias do esgoto objeto deste estudo, com os valores apresentados por Metcalf & Eddy (2016), observa-se que apesar do pré-tratamento realizado nos tanques sépticos, as concentrações de matéria orgânica (DBO₅ e DQO), CT e SST, são semelhantes à composição típica de esgotos domésticos brutos de baixa concentração, enquanto que os parâmetros de PT e NT apresentaram valores superiores aos descritos pelos autores citados, sendo classificado como de alta concentração para nutrientes. As mesmas classificações foram obtidas quando comparado com resultados obtidos para os esgotos domésticos avaliados pelos autores: Hiras *et al.* (2004); Von Sperling (2005); Oliveira & Sperling (2005); Tawfik *et al.* (2006); Colmenarejo *et al.* (2006); Tonetti *et al.* (2012); e esgoto industrial de planta de tratamento de resíduos sólidos urbanos, conforme resultados apresentados por Paolini *et al.* (1979).

Tabela 1. Comparação da composição típica do esgoto, objeto do estudo e obtida por outros autores

Parâmetro	OBJETO DO ESTUDO Conc. média do esgoto (P1)	Tchobanoglous et al. (2003) apud. Metclaf & Eddy (2016)		Von Sperling (2005)	Hiras et al. (2004) Média	Oliveira & Sperling (2005)	Tonetti et al. (2012)	Paolini et al. (1979)	Tawfik et al. (2006)	Colmenarejo et al. (2006)
		Baixa conc. *	Alta conc. **							
CT (NMP.100 mL ⁻¹)	7.63x10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ¹⁰	10 ⁴ -10 ⁹⁺	-	9.4x10 ⁷	-	-	-	-
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	66.54	133	350	200-500 ⁺ 350 ⁺⁺	382	527	189	1,670	-	225
DQO (mg.L ⁻¹)	144.47	339	800	400-800 ⁺ 700 ⁺⁺	618	1,113	-	1,840	496	477
PT (mg.L ⁻¹)	27.74	3.7	12	4-15 ⁺ 7 ⁺⁺	6	8	-	-	-	-
NH ₃ (mg.L ⁻¹)	88.02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTK*** (mg.L ⁻¹)	105.45	23	70	35-70 ⁺ 50 ⁺⁺	61	-	41.9	65	61	-
SST (mg.L ⁻¹)	32.21	130	400	200-450 ⁺ 400 ⁺⁺	199	435	115	110	-	194

* Composição típica de esgoto doméstico bruto – baixa concentração – 750 L/percapita.dia; ** Composição típica de esgoto doméstico bruto – alta concentração – 240 L/percapita.dia; *** Foram considerados valores de NT e NTK; + Faixa; ++ Valor típico

Os resultados das concentrações médias, do efluente pré-tratado em tanques sépticos, na entrada (P1) e saída do tratamento (P4) com biodiscos, eficiência média de remoção de cada parâmetro, bem como, o preconizado na resolução vigente e eficiências obtidas por outros autores em ETEs com sistema de tratamento semelhante ao objeto deste estudo, estão apresentados na Tabela 2. Na análise da tabela, observa-se que o pH na entrada da estação encontra-se levemente básico, acidificando um pouco ao final do tratamento, demonstrando que ocorreu um processo de oxidação biológica. Desde a entrada até a saída, a faixa média do pH atendeu ao definido pela Resolução CONSEMA 355/2017. O parâmetro de CT possui uma eficiência média de remoção de 99.99999%, sendo esse, quase totalmente eliminado. O valor mais restritivo, para a Consema nº 355/2017 para a vazão $Q \geq 10000$ é de 10^3 . Comparado aos resultados obtidos no P1 e no P4, verifica-se que o sistema de cloração aplicado mostra-se efetivo na remoção de patógenos, uma vez que a redução deste parâmetro foi alcançada ao final do tratamento. A menor eficiência quando comparado a outros estudos pode estar associada a diferentes fatores, que passam por critérios de projeto tais como número de discos, velocidade de rotação, tempo de residência, taxa de aplicação do efluente e outros aspectos tais como eficiência de formação de biofilme, temperatura e concentração de oxigênio

do meio, além da população de bactérias capazes de realizarem a remoção da matéria orgânica do esgoto a ser tratado. Cabe destacar que a biomassa desenvolvida na unidade aeróbia nem sempre cobria toda a superfície do disco com descolamento de biomassa no segundo etapa do biodisco. O desenvolvimento da biomassa na unidade anóxica foi mais uniforme com formação de sólidos acumulados no fundo do reator; porém não houve remoção dos sólidos no fundo do reator o que poderia melhorar a eficiência.

Tabela 2. Concentração média na entrada e saída do esgoto, eficiência média do tratamento (objeto do estudo), comparação com os limites da legislação e resultados obtidos por outros autores

Parâmetro	Objeto de estudo			Consema nº 355/2017		Resultados obtidos por outros autores na saída (média, faixa de resultados ou eficiência (%))			
	Entrada (P1)	Saída (P4)		Conc.*	%	Fonseca <i>et al.</i> (2010)	Hiras <i>et al.</i> (2004)	Oliveira <i>et al.</i> (2012)	Ferraz (2014)
	Conc.* média	Conc.* média	Eficiência média de remoção (%)						
pH	8.4	6.5	-	entre 6-9	-	7.4±0.2	7.1-8.1	6.8**	6.96**
CT (NMP.100 mL ⁻¹)	7.63x10 ⁸	31.90	99.99999	105-para Q 200-500 m ³ /d***	95	-	-	-	-
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	66.54	23.27	65.0	120	-	84%	85.8%	-	86.5%
DQO (mg.L ⁻¹)	144.47	79.92	44.7	330	-	83%	82.3%	-	-
PT (mg.L ⁻¹)	27.74	14.82	46.6	4	75	-	-	-	-
NH ₃ (mg.L ⁻¹)	88.02	47.50	46.0	20	-	-	-	84%	76.9%
NTK (mg.L ⁻¹)	105.45	53.83	49.0	-	-	-	85%	-	70.7%
SST (mg.L ⁻¹)	32.21	12.14	62.3	140	-	93%	63.2%	73%	62.9%

* Concentração; **pH médio; *** valor que corresponde a 95% de eficiência da concentração média do efluente de entrada.

A remoção de SST obteve valores próximos aos encontrados em duas estações similares e atendeu ao limite da resolução. O parâmetro PT não foi removido com a eficiência estabelecida na resolução, ficando aproximadamente 30% abaixo do esperado. Por fim, a remoção do NH₃ atingiu a eficiência de 46.0%, não alcançando a concentração estabelecida de 20 mg.L⁻¹ pela Resolução.

Na Figura 3, está apresentada a amplitude de distribuição dos resultados das análises laboratoriais em cada ponto amostrado, através de gráficos *boxplot*.

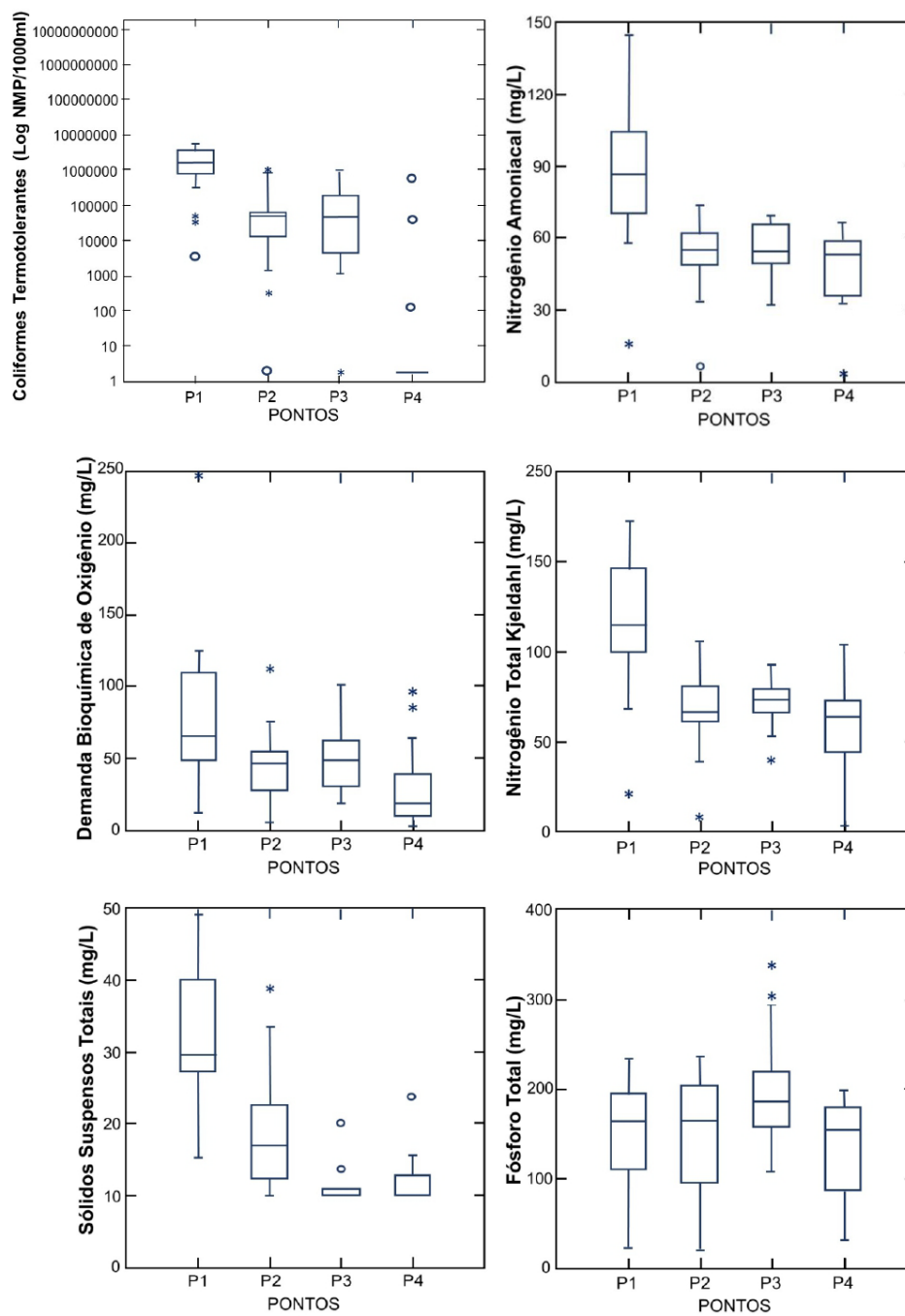


Figura 3. Amplitude dos resultados dos parâmetros avaliados em cada ponto amostrado

Os resultados mostram que a maior parte da matéria orgânica foi eliminada na 1ª fase do sistema de duas fases, sendo que poucas remoções adicionais ocorreram na 2ª etapa. Com base nos gráficos (Figura 3) e resultados dos testes estatísticos (Tabela 3), observa-se uma tendência de redução de praticamente todos os parâmetros avaliados, ao final do tratamento. As reduções mais significativas são observadas entre o P1 e P2, que se referem à passagem do efluente (P1) pela primeira sequência de biodiscos (P2). O único parâmetro a não reduzir significativamente sua concentração, ao final do tratamento foi o PT. As técnicas de remoção de fósforo em sistemas biológicos estão associadas a presença de algumas bactérias presentes na biomassa que acumulam dentro da célula fosfato e polifosfato se houverem condições ótimas para o crescimento do seu metabolismo (Wang *et al.*, 2008). Neste estudo, possivelmente devido ao baixo tempo de residência no sistema de biodisco, associada a dificuldades de formação do biofilme e descolamentos ocorridos durante a sua operação, além de aspectos inibitórios como a presença de nitrato na fase anaeróbia do sistema podem ter dificultado a remoção de fósforo. Avaliando as concentrações dos parâmetros em cada etapa do tratamento (Figura 2 e Tabela 3), observou-se que a redução significativa para pH ($p=0.000$), DBO₅ ($p=0.006$), DQO ($p=0.013$), NH₃ ($p=0.000$), NTK ($p=0.000$) e CT ($p=0.000$), ocorreu entre o P1 e P2, ou seja, como já comentado anteriormente, após a passagem pela primeira sequência de biodiscos.

Segundo Philips (2008) os biodiscos rotativos possuem uma alta retenção celular, cuja característica é desejada no tratamento de elevadas concentrações de nitrogênio. A eliminação de nitrogênio ocorre em baixa rotação de biodiscos e altas cargas de amônia, limitando-se, assim, o oxigênio dissolvido no meio, o que favorece a inibição de bactérias oxidadoras de nitrito, possibilitando a oxidação parcial do amônio até este último. Nas camadas mais profundas do biofilme, aderido aos discos, condições anaeróbias podem ser obtidas, e dessa forma, a amônia e nitrito são utilizados por microrganismos capazes de realizar a oxidação anaeróbia do íon amônio, convertendo-os a nitrogênio gasoso. Entretanto, em relação à oxidação biológica do nitrogênio, observa-se que na primeira etapa de biodiscos ocorre a oxidação da amônia por bactérias autotróficas do gênero *Nitrossomonas*, liberando um íon de hidrogênio o que provoca a queda no pH do efluente (pH no P1 = 8.4 (± 0.4) e no P2 = 6.6 (± 1.1)). Com a redução do pH, ainda no sistema de biodiscos, o processo de nitrificação acaba por ser inibido, não atingindo a eficiência esperada (Haandel e Marais, 1999).

As diferenças significativas visualizadas entre o P1 e demais pontos, refletem as reduções ocorridas entre o P1 e P2 (sequência de biodiscos), já que entre as demais etapas, não se observa este mesmo comportamento.

Apesar do valor de *p-value* obtido para CT entre P3 e P4 ($p=0.089$), não atender ao valor de significância determinado ($p=0.05$), este demonstrou que há uma diminuição da concentração do mesmo, após a cloração e passagem pelo tanque de contato. Essa fase do tratamento também

foi importante para a redução significativa da DBO₅ que ocorreu entre P3 e P4 ($p=0.033$). Os resultados para SST indicam a importância da etapa dos biodiscos (P2 / $p=0.001$) e do sedimentador (P3 / $p=0.001$), como pode se observar pelos resultados de p -value.

Tabela 3. Resultados dos testes estatísticos de t-student (t) para dados normais e Mann-Whitney (U) para dados não normalizados

Parâmetro	Pontos	U=315,500; $p=0.000$	P3	P4
CT (NMP.100 mL ⁻¹)	P1	-	U=242,500; $p=0.000$	U=371,000; $p=0.000$
	P2	-	U=106,000; $p=0.850$	U=274,000; $p=0.000$
	P3	U=344,500; $p=0.000$	-	t=1,812; $p=0.089$
pH	P1	-	t=8,335; $p=0.000$	U=360,000; $p=0.000$
	P2	-	U=79,000; $p=0.187$	U=129,500; $p=0.438$
	P3	U=272,000; $p=0.006$	-	U=119,500; $p=0.920$
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	P1	-	U=197,000; $p=0.032$	U=320,500; $p=0.000$
	P2	-	t=-0.499; $p=0.622$	U=274,000; $p=0.000$
	P3	t=2,600; $p=0.013$	-	t=2,244; $p=0.033$
DQO (mg.L ⁻¹)	P1	-	t=2,399; $p=0.023$	t=3,694; $p=0.001$
	P2	-	t=-0.673; $p=0.507$	t=1,260; $p=0.216$
	P3	U=192,000; $p=0.692$	-	U=160,500; $p=0.082$
PT (mg.L ⁻¹)	P1	-	U=103,000; $p=0.235$	U=223,000; $p=0.338$
	P2	-	t=-1,965; $p=0.061$	U=176,000; $p=0.448$
	P3	t=4,533; $p=0.000$	-	t=-0.370; $p=0.716$
NH ₃ (mg.L ⁻¹)	P1	-	t=4,488; $p=0.000$	t=5,300; $p=0.000$
	P2	-	U=96,500; $p=0.558$	U=181,000; $p=0.355$
	P3	t=5,016; $p=0.000$	-	t=1,866; $p=0.072$
NTK (mg.L ⁻¹)	P1	-	t=5,028; $p=0.000$	t=5,906; $p=0.000$
	P2	-	t=-0.741; $p=0.465$	t=1,006; $p=0.322$
	P3	U=288,000; $p=0.001$	-	U=160,000; $p=0.085$
SST (mg.L ⁻¹)	P1	-	t=9,768; $p=0.000$	U=374,000; $p=0.000$
	P2	-	U=186,500; $p=0.001$	U=251,500; $p=0.001$
	P3	U=315,500; $p=0.000$	-	t=-0.437; $p=0.666$

Observação: Resultados de **p** em **negrito** destacam os resultados significativos ($p < 0.05$).

Considerações finais

Em síntese, o atendimento as concentrações estabelecidas pela resolução, dos parâmetros de DBO₅, DQO e SST, se explica pelos baixos valores de entrada e não pela eficiência de tratamento, já que em comparação com outras ETEs, apresentou eficiências inferiores. Para os parâmetros de PT, NH₃ e NTK, a estação de tratamento mostrou-se ineficiente na remoção dos mesmos. O processo de oxidação biológica reduz a faixa de pH e influencia todos os demais processos biológicos de remoção dos nutrientes.

Estatisticamente os parâmetros que tiveram redução significativa da concentração entre os pontos P1 (entrada) e P2 (após a primeira sequência de biodiscos) e entre P3 (após a segunda sequência de biodiscos) e P4 (saída dos efluentes), foram o pH, os CT e a DBO₅. Os parâmetros de DQO, NTK e NH₃ tiveram reduções significativas entre os pontos P1 e P2. Estes resultados apontaram para a eficiência da primeira sequência de biodiscos, para a remoção da maioria dos parâmetros, com exceção do PT. Apesar de não significativa estatisticamente, a etapa de sedimentação foi importante para redução da concentração de PT. A cloração e passagem pelo tanque de contato foram importantes para remoção da carga de CT e da DBO₅.

Em síntese o estudo apontou que a maior problemática da ETE analisada está na remoção dos nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), como observado durante o estudo, que estão sendo lançados, em alguns momentos na rede coletora municipal, acima dos valores determinados pela resolução vigente.

Os resultados evidenciam que o atual sistema de tratamento adotado, precisa ser substituído ou incrementado, otimizando os processos da ETE atual e ajustando os parâmetros operacionais e o controle do tratamento visando melhorar o desempenho tornando mais eficiente a remoção de nutrientes. Quanto ao nitrogênio, poderia ser realizada a compartimentação dos tanques para promover condições adequadas para remoção de amônia. Em relação à remoção de fósforo também haveria a possibilidade de ser acoplado um tanque de remoção físico-química. O controle do pH e do oxigênio dissolvido em cada fase de tratamento, como verificado por diversos autores, maximizaria a ocorrência dos processos microbiológicos, aumentando a eficiência da ETE. Atualmente existem diversas tecnologias que possibilitem o aumento da eficiência no tratamento dos nutrientes, entretanto é necessário um estudo que objetive analisar qual das atuais formas de tratamento é a mais viável para a estação em questão.

Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas* / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA.
- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, Washington: APHA, 2012.
- Chen, Z., Wen, Q., Wang, J., Li, F. (2006) Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC). *Process Biochemistry*, **41**(12), 2468-2472. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.06.003>
- Colmenarejo, M.F., Rubio, A., Sánchez, E., Vicente, J., García, M.G., Borja, R. (2006) Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different Technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *Journal of Environmental Management*, **81**(4), 399-404. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.007>
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M. (2008) Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Rev. Environmental Science Biotechnology*, **7**(2), 155-172. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9127-x>

- Dawson, R.N., Murphy, K.L. (1972) The temperature dependency of biological denitrification. *Water Research*, **6**(1), 71-83. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90174-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90174-1)
- Ferraz, D.L. de M. (2014) *Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado*. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil.
- Fonseca, S.P.P., Marques, E.V., Cardoso, F.K., Azevedo, S.G., Abreu, L.F. (2010) Avaliação de uma estação de tratamento de esgoto compacta, do tipo discos biológicos rotativos. *Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Maceió, Alagoas, Brasil.
- Haandel, A.C. Van, Marais, G. (1999) *O comportamento do sistema de lodo ativado*. Campina Grande: Epgraf.
- Hansford, G.S., Andrews, J.F., Grieves, C.G., Carr, A.D. (1978) A steady-state model for the rotating biological disc reactor. *Water Research*, **12**(10), 855-868. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(78\)90038-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(78)90038-6)
- Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S., Stephenson, T. (2015) Rotating biological contactors for wastewater treatment – a review. *Process safety and environmental protection*, **94**, 285-306. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>
- Hiras, D.N., Manariotis, D., Grigoropoulos, S.G. (2004) Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. *Bioresource Technology*, **93**(1), 91-98. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.06.005>
- Kiran, M.G., Pakshirajan, K., Das, G. (2017) A new application of anaerobic rotating biological contactor reactor for heavy metal removal under sulfate reducing condition. *Chemical Engineering Journal*, **321**, 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.080>
- Martínez, A.L. (2001) Biodiscos: una alternativa de tratamiento biológico para aguas residuales cuando no se dispone de grandes extensiones de terreno. *Tecnología en Marcha*, **13**(4), 57-59.
- Metcalf & Eddy Inc. (2016) *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*, 5a ed. Porto Alegre: AMGH.
- Oliveira, S.M.A., Von Sperling, M. (2005) Avaliação de 166 ETES em operação no país, Compreendendo Diversas Tecnologias. Parte I – Análise de Desempenho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **10**(4), 347-357. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000400011>
- Oliveira, Y.F., Ferraz, D. De M., Araújo, A.L.C. (2012) Avaliação da ETE Natal Central na remoção de nitrogênio. *Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação*, Palmas, Tocantins, Brasil.
- Paolini, A.E., Sebastiani, E., Variali, G. (1979) Development of mathematical models for the treatment of industrial Wastewater by means of Biological Rotating Disc Reactors. *Water Research*, **13**(8), 751-761. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90239-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90239-2)
- Philips, A.M.L. (2008) *Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio*. Tese (doutorado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina. 197p.
- Rio Grande do Sul (2017) Conselho Estadual de Meio Ambiente (Consema). Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017. *Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, RS: Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.
- Singh, V., Mittal, A.K. (2012) Characterization of biofilm of a rotating biological contactor treating synthetic wastewater. *Water Sci. Technol.* **66**(2), 429-437. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.221>
- SYSTAT - Software, 2007.
- Tawfik, A., Temmink, H., Zeeman, G., Klapwijk, B. (2006) Sewage treatment in a Rotating Biological Contactor (RBC) system. *Water, Air, and Soil Pollution*, **175**(1-4), 275-289. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9138-6>
- Tonetti, A.L., Coraucci Filho, B., Nicolau, C.E., Barbosa, M., Tonon, D. (2012) Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **17**(3), 287-294. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000300005>



- Tomaz, P. (2010) *Água: pague menos*. Livro eletrônico; 1-55. Disponível em: <http://www.creasp.org.br/biblioteca/wp-content/uploads/2012/08/Capitulo-05-Biodisco-para-aguas-cinzas-claras.pdf>
- Von Sperling, M. (2005) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 15-48.
- Wang, D., Li, X., Yang, Q., Zeng, G., Liao, D., Zhang, J. (2008) Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. *Bioresource Technology*, **99**(13), 5466-5473. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.007>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

CONCRETO A PARTIR DE AGREGADO GRAÚDO RECICLADO: UMA AVALIAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BLOCOS INTERTRAVADOS EM FORTALEZA/CE

CONCRETE FROM AGGREGATE GRADE RECYCLED: AN EVALUATION IN THE PRODUCTION OF INTERLOCKED BLOCKS IN FORTALEZA/CE

Recibido el 21 de mayo de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The urgency to develop configurations for the use of construction and demolition waste (RCD) is irrefutable, given that they are bulky, inert, and barely workable. Therefore, they represent difficulties in the destination and can trigger several environmental, social, health and economic problems. The study aims to evaluate the performance of pieces for interlocking pavements made with concrete whose natural coarse aggregates have been partially replaced by recycled ones. Methodologically, concrete production was used in three proportions of substitution of natural coarse aggregates for recycled ones: 0%; 25%; 50%, with concrete without adding recycled material used as a reference for the others. The water-cement factor was maintained in all proportions. To ensure workability, recycled aggregates were added to the concrete only after prior water compensation. The results indicated a 10.7% loss in the compressive strength parameter and a maximum increase of 46.7% in water absorption. Despite the reductions in the strength values of blocks with recycled material, the results obtained met the minimum limit of 35 Mpa, required by NBR 9781, 2013. In general, it can be concluded that the use of recycled coarse aggregates for the manufacture of concrete, within the analyzed properties, it is feasible if production control is respected.

Keywords: concrete, construction and demolition waste, recycling.

¹ Centro de Tecnologia, Universidade de Fortaleza, Brasil.

² Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Rua Fiscal Vieira, 3781 – ap. 201 – Bairro Joaquim Távora, Fortaleza, Ceará, Brasil. CEP: 60120-170. Email: milabernardini@yahoo.com.br

Resumo

A urgência em se desenvolver configurações para o uso de resíduos de construção e demolição (RCD) é irrefutável, dado que eles são volumosos, inertes e pouco trabalháveis. Logo, representam dificuldades na destinação e podem desencadear diversos problemas ambientais, sociais, sanitários e econômicos. O estudo objetiva avaliar o desempenho de peças para pavimento intertravado confeccionadas com concretos cujos agregados graúdos naturais foram parcialmente substituídos por reciclados. Metodologicamente, empregou-se a produção de concretos em três proporções de substituição de agregados graúdos naturais por reciclados: 0%; 25%; 50%, sendo o concreto sem adição de material reciclado utilizado como referência para os demais. O fator água-cimento foi mantido em todas as proporções. Para garantir a trabalhabilidade, os agregados reciclados foram adicionados ao concreto somente após prévia compensação de água. Os resultados indicaram perda de 10.7% no parâmetro resistência à compressão e incremento máximo de 46.7% na absorção de água. Apesar das reduções nos valores de resistência dos blocos com material reciclado, os resultados obtidos atenderam ao limite mínimo de 35 Mpa, exigido pela NBR 9781, 2013. De modo geral, pode-se concluir que o uso de agregados graúdos reciclados para a fabricação de concretos, dentro das propriedades analisadas, é viável desde que respeitado o controle de produção.

Palavras chave: concreto, resíduos de construção e demolição, reciclagem.

Introdução

A Revolução Industrial foi um importante marco histórico da transformação das estruturas da sociedade, a qual propiciou incontestáveis benefícios em diversos âmbitos, ressaltando-se, sobretudo, os avanços econômico e social. Dentre suas consequências diretas, houve um aumento progressivo nos padrões de consumo, tomado como vantajoso do ponto de vista econômico.

Em decorrência do crescimento desenfreado do consumo e da necessidade de atender à demanda de produção, a extração de matéria-prima natural não-renovável ocorre de modo insustentável, gerando impactos ambientais negativos imensuráveis. Dentre eles, é possível citar a contaminação e/ou infertilidade de solos, contaminação dos corpos hídricos, assoreamento, desequilíbrios ecossistêmicos, intenso escoamento superficial e enchentes são alguns relacionados. Tais impactos ambientais e sanitários recebem grande contribuição da geração excessiva de resíduos sólidos pelo setor da construção civil, evidenciada principalmente nos grandes centros urbanos.

Países como a China são um claro exemplo de como o processo de industrialização aumenta consideravelmente a geração de resíduos sólidos oriundos da urbanização, haja vista o expressivo montante dos 54% a mais gerados em 2013, se comparado com o aumento verificado já na década de 80 (Wu *et al.*, 2016). Ainda que alarmante, a produção de resíduos da China é inferior à verificada em países como os Estados Unidos, os quais geraram 251 milhões de toneladas de resíduos sólidos fruto da urbanização no ano de 2012 (EPA, 2012). Isso equivale, em análise relativa, ao dobro da produção da China supracitada.

Importante ressaltar que a Indústria da Construção Civil (ICC) é tomada como um dos principais parâmetros de desenvolvimento econômico e social de um país. Contudo, além de consumir intensamente os recursos naturais, é responsável por expressiva parcela de RSU, a qual pode atingir até 70% da massa total produzida (Souza, 2012). Coelho e Brito (2012) estimaram a produção de resíduos de construção e demolição (RCD) de países como Alemanha, Estados Unidos, Japão e Austrália, as quais correspondem, em kg/habitante/ano, a 720; 464; 780; 400, respectivamente. Para o Brasil, a taxa de produção de RCD se assemelha à média apresentada pelos referidos países, a qual, segundo Mesquita *et al.* (2015), equivale a 500 kg/habitante/ano ou 1.37 kg/habitante/dia.

Em comparação a esses dois países, o Brasil apresenta produção absoluta de RSU significativamente inferior, apesar de exceder a taxa de geração per capita da China referente a 2006, sendo da ordem de 78 milhões de toneladas para o ano de 2016, segundo estimativa da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2016). Embora apresente produção inferior, a conjuntura dos RSU brasileiros é preocupante, haja vista a deposição de tais resíduos ser efetuada preferencialmente em aterros e lixões, os quais receberam tanto em 2000 quanto em 2008 parcela superior a 90% em massa dos RSU (Brasil, 2011).

Portanto, a disposição final inadequada dos RSU reside entre os principais entraves ligados ao montante de resíduos gerado. Uma vez dispostos de maneira inapropriada, suscitam problemas de ordens social e sanitária (como: a formação de vetores nocivos à saúde pública) e podem se tornar reveses econômicos - dados os dispêndios financeiros necessários à resolução das problemáticas desencadeadas.

Averiguando a situação de Fortaleza/CE, tem-se que a produção de resíduos sólidos excedeu o patamar de 2 milhões de toneladas em 2014, correspondendo a um aumento de 6.42% em relação ao ano precursor (Fortaleza, 2015). Analisando a produção local, tem-se que esta cidade gerou cerca de 96.000 m³ de RCD no ano de 2006, o que representa 150 toneladas produzidas a cada hora na capital cearense (Fortaleza, 2012).

Dentre as cidades participantes da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008, 72.44% possuem serviços de manuseio das sobras de material procedentes das obras civis (Brasil, 2011). Conforme a ABRELPE (2016), os órgãos administrativos coletaram aproximadamente 45% do milhões de toneladas de RCD no ano de 2016, valor equiparado a 0.6 kg/habitante/dia. Esse dado demonstra ineficiência no sistema de coleta, visto que a taxa de produção de RCD (Mesquita *et al.*, 2015) é superior ao dobro da taxa recolhida.

A partir da concepção de desenvolvimento sustentável e de toda a problemática envolvendo os resíduos sólidos, com foco os RCD, diversos países passaram a demonstrar preocupação com a disposição deles. Nesse sentido, leis foram outorgadas com vista buscar o reaproveitamento ou

reciclagem, bem como destinação final ambientalmente adequada aos RCD. Embora Brasileiro e Matos (2015) apontem pouca receptividade para a reciclagem dos RCD, a qual pode ser devido ao baixo grau de confiança por parte de clientes e construtores quanto à qualidade e segurança dos produtos fabricados tendo os resíduos de construção como matéria-prima.

Desse modo, a reciclagem dos RCD se mostra largamente vantajosa, uma vez que é capaz de reduzir o consumo de recursos naturais pela ICC, conter o volume de resíduos depositados inapropriadamente; e propiciar redução da aquisição de novos materiais e do transporte desses resíduos até o destino final. A exemplo da viabilidade do processo de reciclagem, há casos de países como Holanda, Dinamarca, Alemanha e Suíça, os quais reutilizam e reciclam parcelas de até 90% da totalidade de RCD gerado (Costa, 2014).

O cenário de reciclagem verificado nestes países supracitados difere expressivamente do que se encontra no Brasil. Mesmo considerando o pleno funcionamento de todas as usinas do país (o que não condiz com a realidade), o potencial de reciclagem seria de somente 3.6% de todo o resíduo produzido (ABRELPE, 2018).

No âmbito de Fortaleza, a destinação dos RCD é crítica, dada a ineficiência do processo de reciclagem, a julgar pela inexpressiva parcela de 5% referente ao total de RCD reciclado (Fortaleza, 2012), situação agravada pelo fato de a preponderante parte desse material ser disposta, de acordo com Oliveira *et al.* (2011), em aterros clandestinos.

A deposição inadequada dos RCD aponta a imprudência dos autores e o desconhecimento em relação às propriedades e características desse tipo de resíduo, vista potencial de reciclagem e reaproveitamento é alto, sob distintas formas de aplicação. Cabral *et al.* (2012), Pepe *et al.* (2014), Rahal e Al-Khaleefi (2015) e Araújo *et al.* (2016) legitimaram a aplicabilidade dos RCD na forma de agregados reciclados em substituição aos agregados naturais na produção de concreto, similarmente à avaliação proposta por este estudo.

Há urgência, pois, em desenvolver configurações para o aproveitamento dos RCD no Brasil, dado que, via de regra, são volumosos e pouco trabalháveis, impondo dificuldades na sua destinação e desencadeamento de problemas ambientais, sociais, sanitários e econômicos. Dar-lhes novas formas de utilização traz benefícios para a sociedade como um todo, uma vez que problemáticas ambientais e sanitárias seriam atenuadas; haveria redução dos recursos incorporados pela ICC e redução de custos na obtenção de novos materiais; redução dos custos no transporte desses resíduos aos locais de despejo; maior vida útil dos aterros, incentivo a um novo ramo da economia relativo ao tratamento desse material; e, ademais, daria importante contribuição para a comunidade científica, posto que a discussão sobre a efetividade de aplicação dos RCD demanda aperfeiçoamento e consensos nos parâmetros de análise.

A utilização de agregados reciclados se mostra viável em diversas finalidades e, mais especificamente, na produção de concretos, foco deste estudo. Essa validação foi realizada por diversos autores, com destaque para Pepe *et al.* (2014) e Araújo *et al.* (2016). É apontado que, apesar da abrangente variação nas propriedades dos agregados reciclados, os concretos produzidos a partir de substituições de agregados naturais pelos reciclados apresentaram resultados aceitáveis, em características mecânicas e de durabilidade. Embora diversos estudos apontem a adequação dos agregados reciclados para a fabricação de concretos, a exemplo de Pepe *et al.* (2014), Rahal e Al-Khaleefi (2015) e Araújo *et al.* (2016), ainda há divergências na comunidade científica quanto à eficiência desse material, demonstrando a necessidade de aprimoramento desse viés de pesquisa.

Diante do exposto, este estudo se dispõe a avaliar o desempenho de peças para pavimento intertravado, produzidas com agregado graúdo reciclado oriundo de uma obra de construção civil, em Fortaleza/CE.

Metodologia

Os procedimentos metodológicos que nortearam a condução da pesquisa envolveram etapas quantitativas de análise, a partir dos RCD coletados em campo. O fluxograma da figura 1 demonstra de forma sintetizada as etapas do percurso metodológico.

A realização do estudo partiu da coleta da matéria-prima, o RCD, proveniente de um edifício residencial multifamiliar da cidade de Fortaleza/CE, localizado na Rua Luiza Miranda Coelho, bairro Luciano Cavalcante. Esse ponto de coleta foi determinado em razão da prática de segregação dos resíduos sólidos lá desempenhada, na qual os resíduos eram acondicionados em *containers*, em conformidade com a segregação por classe.

A coleta ocorreu entre os meses de março a maio de 2018. Na frequência de duas vezes por semana, foram recolhidas amostras de material residual de aproximadamente 1000 kg. Elas foram destinadas ao Laboratório de Materiais de Construção, pertencente à Universidade de Fortaleza, no qual foram desenvolvidos os procedimentos de análise.

Uma vez coletada e transportada, a amostra de resíduos foi criteriosamente segregada, objetivando-se a determinação do perfil de materiais de sua composição. Nesse momento, foram descartados fragmentos de gesso, cerâmica polida e aos outros materiais que pudessem impactar negativamente no desempenho do concreto a ser produzido. Descartou-se ainda a parcela de areia multimistura, devido à sua granulometria viabilizar seu emprego em agregados miúdos.

Posteriormente, houve a produção dos agregados reciclados a partir da parcela de resíduos que apresentou melhor desempenho para o resultado almejado. Uma vez selecionado o material a ser utilizado, a transformação do material residual em agregado, se deu pelo processo de britagem. Nesta etapa, os resíduos foram encaminhados à Usina de Reciclagem de Fortaleza (USIFORT), empresa que promove o reaproveitamento de resíduos sólidos, através da britagem do RCD, para confecção de blocos intertravados.

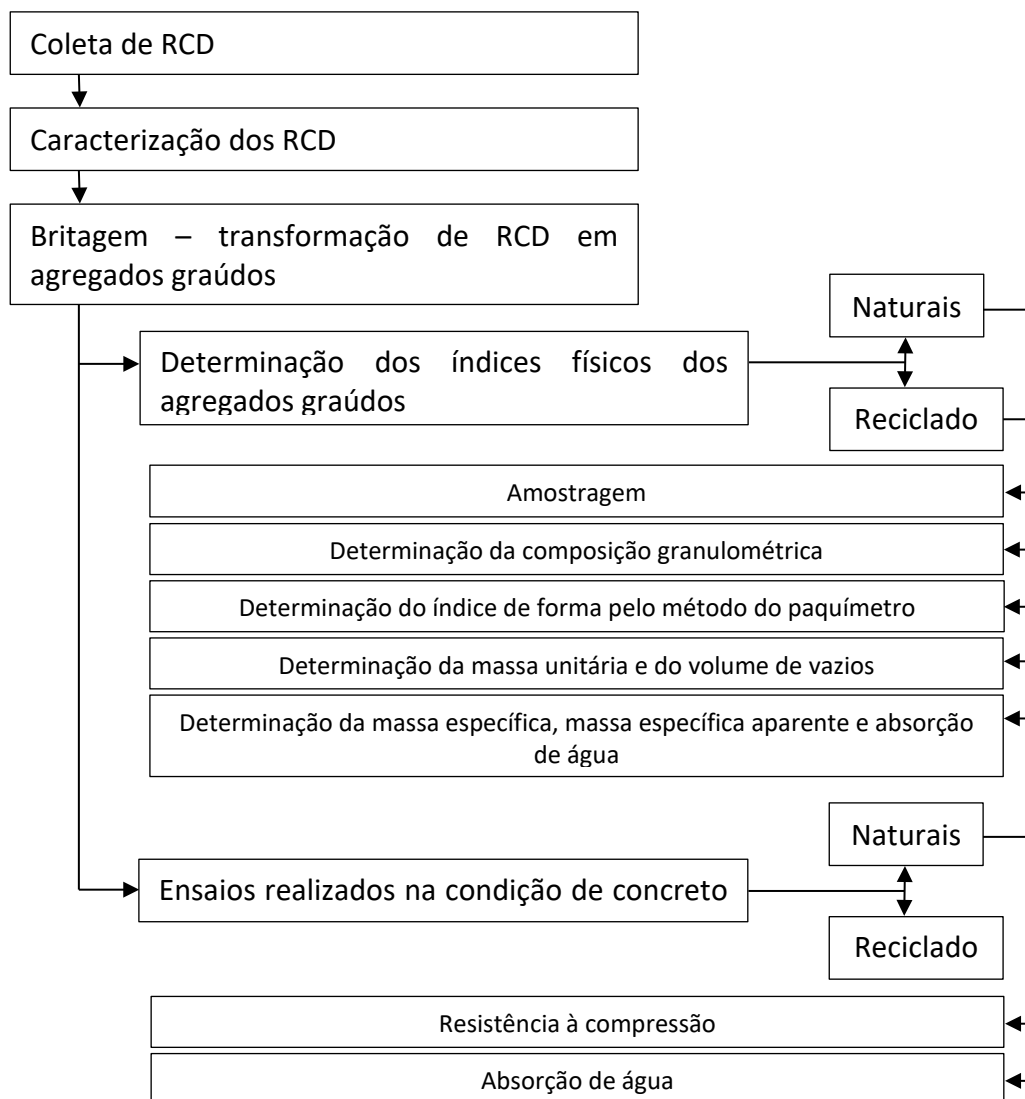


Figura 1. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa

Fonte: Elaborado pelos autores.

Após a trituração, o material foi devolvido ao laboratório supracitado. Aqui, novamente a fração miúda originada no processamento do RCD foi separada e desprezada, dispondo-se somente das partículas retidas na peneira de 4.75mm, ou seja, os agregados graúdos.

Na etapa seguinte, os agregados graúdos reciclados e naturais foram caracterizados, com o propósito de estabelecer seus índices físicos. Vale destacar que os ensaios foram normatizados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). O quadro 1 expressa o tipo de agregado, o ensaio realizado e sua respectiva norma.

Quadro 1. Caracterização dos agregados.

Tipo de Agregado	Ensaio	Normas
Agregado Graúdo Natural e Reciclado	Amostragem	NBR NM 26:2009
	Determinação da composição granulométrica	NBR NM 248:2003
	Determinação do índice de forma	NBR 7809:2006
	Agregados – Determinação da massa unitária e do volume de vazios	NBR NM 45:2006
	Determinação da massa específica, massa específica aparente e absorção de água	NBR NM 53:2009

Fonte: Elaborado pelos autores.

Concluído o processo de determinação dos índices físicos para agregados graúdos reciclados e naturais, a etapa subsequente foi a de confecção dos blocos para pavimento intertravado, na qual foi necessário estabelecer o traço de concreto a ser empregado. Visou-se a definição de um traço que satisfizesse às exigências normativas quanto à resistência à compressão e, concomitantemente, proporcionasse um concreto de boa trabalhabilidade. Portanto, foram experimentados diferentes traços de concreto, a partir de instruções científicas previamente consultadas.

A princípio, o traço definido para produção do concreto foi 1:3:2.4:0.5, que representa as proporções de cimento, agregado miúdo, agregado graúdo e fator água-cimento, respectivamente. No entanto, devido à elevada porosidade do agregado reciclado (a qual se reflete em alta capacidade de absorção de água), considerável parcela de água que deveria conferir trabalhabilidade à mistura foi absorvida pelo agregado. O resultado foi um concreto de baixíssima trabalhabilidade, com impossibilidade de moldagem das peças. Logo, houve descarte desse traço.

Pretendendo-se obter uma mistura menos seca, de modo a facilitar o transporte e a moldagem dos blocos de concreto, novos experimentos de traço de concreto foram realizados. As equações de cálculo de traço realizadas, a fim de obter um concreto capaz de atingir altas resistências, chegaram a um traço representado por: cimento, agregado miúdo, agregado graúdo e fator água-cimento, respectivamente, nas seguintes proporções: 1:1.44:1.94:0.57. Com o objetivo de atingir melhores níveis de trabalhabilidade nesse teste, acrescentou-se aditivo plastificante na proporção de 0.5% da massa de cimento. Baseando-se nas boas condições de manuseio apresentadas pelo concreto a partir do novo traço e nos parâmetros de resistência à compressão exigidos, decidiu-se pela confecção dos blocos com o concreto dessa verificação. Destaca-se, ainda, que houve emprego de aditivo plastificante somente no primeiro concreto produzido, o qual era constituído por 100% de agregado natural.

Definido o traço, foram estipuladas três proporções para a substituição dos agregados graúdos naturais por reciclados, para averiguar a influência do material reciclado sobre o desempenho do concreto. A primeira mistura foi produzida completamente com agregados naturais, a fim de ter parâmetros comparativos. A tabela 1 dispõe das frações de substituição dos agregados graúdos naturais por reciclados, assim como o valor do fator água/cimento para todas as misturas. Vale destacar que estes são valores de substituição arbitrários, a fim de verificar o comportamento do agregado e estabelecer comparações com os valores de referência em literatura.

Tabela 1. Proporções de substituição de agregados e fator água/cimento.

TRAÇO	AGREGADO GRAÚDO NATURAL (%)	AGREGADO GRAÚDO RECICLADO (%)	FATOR ÁGUA/CIMENTO
1º	100	ZERO	0.57
2º	75	25	0.57
3º	50	50	0.57

Fonte: Elaborado pelos autores.

Conforme elucidado anteriormente, os agregados reciclados apresentam considerável potencial de absorção de água. Sabendo, ainda, que o fator água-cimento exerce influência direta sobre as propriedades do concreto (tanto em estado fresco, quanto endurecido), tornou-se imprescindível compensar a perda de água da mistura, minimizando possíveis impactos dessa redução na quantidade de água de amassamento sobre a qualidade dos blocos intertravados. À vista disso, realizou-se sua pré-molhagem, durante 10 minutos antes da sua incorporação à mistura de concreto. Esse intervalo de tempo foi suficiente para que atingissem níveis próximos à saturação e a perda de água de amassamento fosse minorada.

Para isso, estimou-se, a partir da taxa de absorção definida nos ensaios de caracterização, a quantidade de água a ser utilizada na compensação do que seria absorvido pelos agregados reciclados.

Na composição do concreto, adotou-se o Cimento Portland CP V ARI RS (Mizu). A água usada teve procedência da rede pública. A moldagem das peças se deu em formas plásticas, previamente lubrificadas, com capacidade para acomodar duas peças com: 10 cm x 20 cm x 6 cm (LxCxA). Logo após acondicionamento da mistura nas formas, estas eram colocadas em uma mesa vibratória durante 1 min, a fim de reduzir os poros presentes no concreto e potencializar seu desempenho. A cura de todas as peças foi efetuada através de submersão em água, pelo período de 28 dias.

Imediatamente em seguida ao tempo de cura em câmara úmida, se verificou as dimensões das peças e, então, as superfícies de carregamento foram retificadas. Posteriormente, os blocos foram submetidos ao ensaio de determinação da resistência à compressão (em conformidade com a NBR 9781 (ABNT, 2013)) e absorção de água, conforme a NBR 9781 (ABNT, 2013).

Resultados e discussões

A análise dos resultados parte da determinação do perfil de distribuição dos materiais constituintes da amostra de RCD trabalhada e dos resultados apresentados nos ensaios laboratoriais sobre índices físicos dos agregados. Em seguida, analisam-se detalhadamente os resultados dos ensaios, na condição do concreto fresco e endurecido.

Composição do RCD e Índices físicos dos agregados

Como resultados da composição da amostra analisada, verificou-se que a majoritária parcela do RCD coletado é constituída por argamassa, com aporte de 39% de todo o material estudado. Subsequente à argamassa, os materiais mais abundantes na amostra analisada são: areia multimistura, gesso, concreto, cerâmica vermelha e cerâmica polida, respectivamente, em proporções de 22.2%. 12.5%. 11.3%. 6.8% e 6.7%. O material de menor parcela identificado foi de origem pétreo, representado por 1.0% da massa total. Identifica-se, ainda, a areia multimistura como o material granular do RCD passante pela peneira de 4.75mm. Portanto, estes valores são resultados da composição do RCD gerado pela obra em análise, em Fortaleza.

A partir da análise de composição do RCD, verifica-se que 58.1% do material estudado é adequado à proposta desta pesquisa. Logo, pode ser reaproveitado sob a forma de agregado graúdo, cujo valor é a soma das parcelas referentes à cerâmica vermelha, ao concreto, à argamassa e à pedra.

No que se refere às propriedades dos agregados, as curvas granulométricas do Gráfico 1 demonstram que os agregados reciclados apresentam maior continuidade que os agregados naturais, o que oportuniza um rearranjo mais eficiente entre suas partículas. Tal configuração granulométrica favorece a produção e o desempenho do concreto.

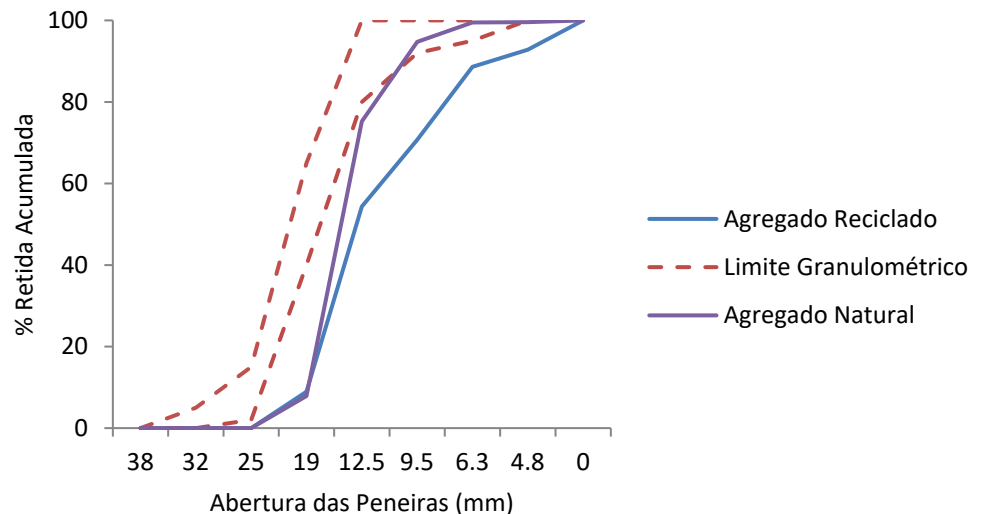


Gráfico 1. Curvas granulométricas dos agregados graúdos.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Complementarmente às curvas granulométricas, têm-se os parâmetros relativos ao módulo de finura (MF), apresentado por variação inferior a 5% entre o agregado natural e o reciclado, sob valores de 7.02 e 6.72, respectivamente. A dimensão máxima característica (DMC) foi de 25 mm para ambos os agregados.

Quanto ao formato dos grãos, observou-se que os agregados reciclados apresentam índice de forma inferior ao apresentado pelos agregados naturais, com valores respectivos de 1.37 e 1.44. Apesar da estreita diferença entre os valores, esse parâmetro evidencia a tendência dos grãos de agregados reciclados a formas mais cúbicas que a de grãos de agregados naturais. Tal característica indica possível uma melhor trabalhabilidade do concreto produzido com o material em estudo.

Relativamente à massa unitária, a comparação entre agregados graúdos reciclados e naturais mostrou uma redução de 20% e 23.6% para massa unitária compactada e solta, respectivamente. Verifica-se uma compatibilidade entre os resultados obtidos e o indicado por Cabral *et al.* (2012), que aponta os agregados reciclados com parâmetro inferior de massa unitária frente ao mesmo parâmetro para agregado natural.

Apesar de inferior ao encolhimento verificado nos parâmetros de massa unitária, é notável a retração de 17.9% de massa específica dos agregados reciclados frente aos naturais. Essa redução na massa específica dos agregados reciclados corrobora com Cabral *et al.* (2012) e se contrapõe a Pepe *et al.* (2014). Essa redução se deve possivelmente à alta porosidade, típica dos agregados reciclados.

Já quanto à absorção de água, os agregados reciclados apresentaram 10.7% e agregados naturais, 0.6%. Conforme indicado por Araújo *et al.* (2016), os agregados reciclados apresentaram significativo potencial de absorção de água, atingindo aproximadamente 18 vezes mais que o percentual em agregados naturais. Isso pode ser explicado pela alta porosidade e permeabilidade denotadas por esse material.

Esse amplo potencial de absorção de água nos agregados reciclados é uma notável particularidade que merece ser criteriosamente avaliada, visto que há necessidade de incremento de água no traço para manuseio do concreto, levando prejuízos na resistência à compressão. Portanto, esse alto potencial de absorção de água pode impactar direta e negativamente sobre a trabalhabilidade do concreto produzido com agregados reciclados.

Ensaio realizado na condição de concreto fresco

Quando ao ensaio na condição de concreto fresco utilizado para confecção das peças intertravadas, os valores do *Slump-test* foram relativamente elevados, os quais indicam consistência fluida dos concretos. Pode ser justificada pelo processo de adensamento do concreto a partir de vibração - cenário mais difícil caso o concreto apresentasse baixa trabalhabilidade.

Na Tabela 2, são dispostos os resultados, obtidos através do ensaio de abatimento do tronco de cone (*Slump-test*), cujas colunas intituladas com "1º", "2º" e "3º" são referentes aos concretos confeccionados com proporções de 0%; 25% e 50% de substituição de agregados graúdos naturais por reciclados, respectivamente.

Tabela 2. *Slump-test*.

TRAÇO	SLUMP-TEST (cm)
1º	10
2º	13.6
3º	18.2

Fonte: Elaborado pelos autores.

Ensaio realizado na condição de concreto endurecido

Na figura 2, é ilustrada a resistência à compressão resultante das peças intertravadas confeccionadas em concretos produzidos a partir de diferentes proporções de inserção de agregados reciclados em substituição aos agregados naturais, conforme os mesmos traços “1º”, “2º” e “3º” apresentados na tabela 2. Indica-se ainda que o valor atribuído à coluna “Mercado” é referente a blocos intertravados comumente comercializados, os quais foram utilizados como parâmetro entre os demais blocos avaliados.

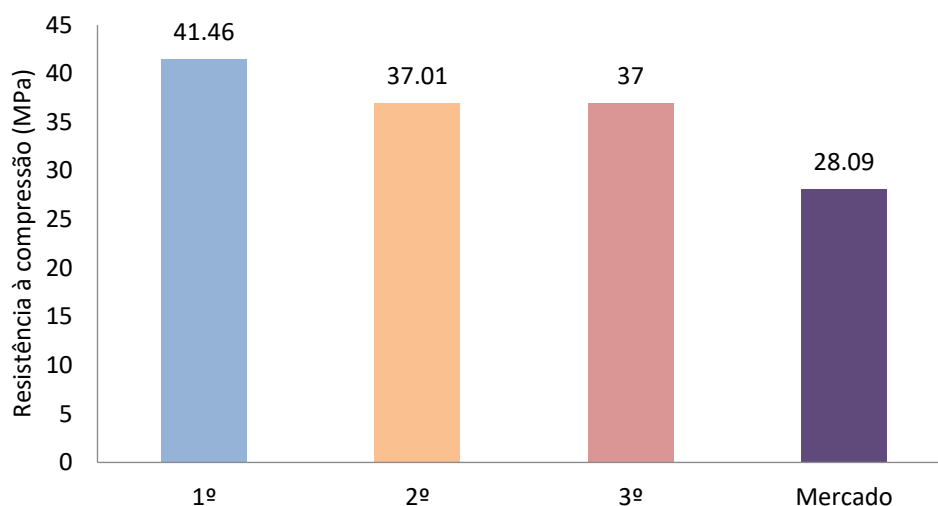


Figura 2. Resistência à compressão de blocos intertravados de concretos de agregados reciclados.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A análise do gráfico confirma a hipótese de que o melhor desempenho foi atingido pelos blocos produzidos com concreto constituído completamente por agregados naturais. Verifica-se ainda que a utilização de agregados reciclados para a fabricação de concreto impacta direta e negativamente na resistência à compressão deles.

Os blocos correspondentes aos concretos confeccionados com utilização de 25% e 50% de agregado reciclado em detrimento do gráudo natural apresentaram queda de 10.7% em seus valores de resistência à compressão. Essa redução em concretos adicionados de agregados gráudos reciclados é devido a sua alta porosidade e baixa resistência, conforme Araújo *et al.* (2016). O decréscimo de 10.7% aqui observado reforça o apontado pelo mesmo autor supracitado, cuja retração é de até 19% para concretos compostos com teor de 50% em agregados gráudos reciclados.

Destaca-se, ainda, a baixa resistência alcançada pelos blocos comercializados no mercado, a qual foi inferior ao exigido pela NBR 9781 (ABNT, 2013), a qual impõe 35 MPa de resistência mínima à compressão.

Na Figura 3, são apresentados os números para o ensaio de absorção de água. A cada proporção de substituição de agregados naturais por reciclados, foram ensaiadas três peças de bloco intertravado, tomando-se como resultado, a média aritmética da absorção de água individual dos blocos. Apresenta-se, ainda, a absorção de água dos blocos comercializados no mercado, obtida igualmente aos demais.

Similarmente aos dados apresentados no tópico anterior, os traços intitulados com “1º”, “2º” e “3º” são referentes aos concretos confeccionados com proporções de 0%, 25% e 50% de substituição de agregados graúdos naturais por reciclados, respectivamente.

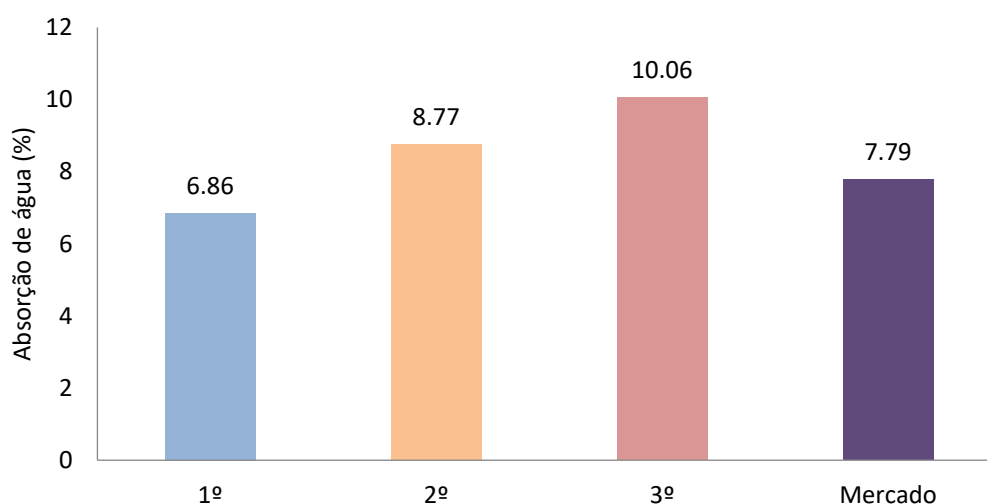


Figura 3. Absorção de água de blocos intertravados de concretos de agregados reciclados.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Em análise ao gráfico da Figura 3, verifica-se que a absorção de água dos concretos produzidos com agregados reciclados foi notadamente acrescida ao passo que a proporção de agregados reciclados foi ampliada. O menor percentual de absorção de água é referente ao concreto com constituintes de origem integralmente natural, sendo o valor comparativo entre os demais.

O incremento no percentual de absorção de água do concreto produzido com teor de 25% de substituição foi de 27.8%; enquanto o aumento na taxa de absorção foi ainda mais expressivo quando metade dos agregados graúdos utilizados na produção do concreto era de origem reciclada, cujo acréscimo foi da ordem de 50%.

De acordo com os requisitos da NBR 9781 (ABNT, 2013), nenhum dos blocos de concreto analisado está em conformidade a norma. Inclusive, nem os blocos já comercializados no mercado atendem ao limite de absorção de água de 6%.

Conclusão

Conclui-se que parte significativa do material recolhido pode ser reaproveitado na forma de agregado para a produção de blocos intertravados, com percentual de 58.1% de aproveitamento. Em relação aos índices físicos do agregado reciclado, os resultados foram compatíveis com estudos anteriores.

No que se refere ao ensaio de resistência à compressão, apesar das reduções nos valores para blocos com material reciclado, os resultados atenderam ao limite mínimo de 35 Mpa, exigido pela NBR 9781 (2013). Por outro lado, a performance dos blocos comercializados no mercado foi insatisfatória. Questiona-se, então, a incompatibilidade entre os padrões exigidos e os blocos convencionais disponíveis no mercado.

Os resultados de absorção de água dos blocos demonstraram, conforme esperado, que o aumento da absorção é proporcional ao aumento dos agregados graúdos reciclados. Nenhuma das peças avaliadas correspondeu às solicitações da NBR 9781 (2013), que impõe o percentual de absorção máximo de 6.0%. Portanto, questiona-se acerca da necessidade de revisão da norma regulamentadora para o assunto.

De modo geral, entre algumas vantagens do uso dos agregados graúdo reciclado estão: a redução do volume de RCD disposto em aterros, o aumento da vida útil dos locais de destinação de resíduos, o aproveitamento do material pela própria fonte geradora, a melhora das condições de trabalhabilidade do concreto e o amplo potencial de reciclagem e criação de novos materiais. Em contrapartida, são desvantagens: a elevada absorção de água dos agregados reciclados (embora a pré-molhagem anterior a sua incorporação na mistura tenha sido eficiente para evitar perdas na trabalhabilidade); o incremento na absorção das peças de concreto; as perdas nos valores de resistência à compressão das peças. No entanto, nas condições analisadas, o limite exigido por norma para este parâmetro foi atingido.

Por fim, pode-se inferir que há viabilidade na aplicação de agregados graúdos reciclados na fabricação de concreto. Entretanto, é necessário haver o devido controle de produção, a exemplo da dosagem do concreto em massa e da pré-molhagem dos agregados anterior a sua incorporação na mistura de concreto, conforme realizado nessa pesquisa. Não obstante, é imprescindível a mudança de postura do mercado consumidor quanto à aceitação de novas técnicas construtivas, contribuintes para a conservação ambiental.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2006) *NBR 7809*. Agregado Graúdo – Determinação do índice de forma pelo Método do Paquímetro – Método de Ensaio. Rio de Janeiro.
- _____. (2013) *NBR 9781*. Peças de concreto para pavimentação – Especificação e métodos de ensaio. Rio de Janeiro.
- _____. (2003) *NBR NM 248*. Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro.
- _____. (2006) *NBR NM 45*. Determinação da massa unitária e do volume de vazios. Rio de Janeiro.
- _____. (2009) *NBR NM 53*. Agregados – Determinação da Absorção e da Massa Específica do agregado graúdo. Rio de Janeiro.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2016) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2018*. São Paulo.
- _____. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2016) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2016*. São Paulo.
- Araújo, D. L., Felix, L. P., Silva, L. C., Santos, T. M. (2016) Influência de agregados reciclados de resíduos de construção em propriedades mecânicas do concreto, *REEC – Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, **11**(1), 35467. <https://doi.org/10.5216/reec.V11i1.35467>
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente (2011) *Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Brasília, DF.
- Brasileiro, L. L., Matos, J. M. E. (2015) *Revisão bibliográfica: reutilização de resíduos da construção e demolição na indústria da construção civil*. *Cerâmica*, **61**(358), 178-189.
- Cabral, A. E. B., Schalch, V., Dal Molin, D. C. C., Ribeiro, J. L. D. (2012) Performance Estimation for Concretes Made with Recycled Aggregates of Construction and Demolition Waste of Some Brazilian Cities. *Materials Research*, **15**(6), 1037-1044.
- Cabral, A. E. B. (2007) *Modelagem de propriedades mecânicas e de durabilidade de concretos produzidos com agregados reciclados, considerando-se a variabilidade da composição do RCD*. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Coelho, A., Brito, J. (2012) Quantificação, Composição e Indicadores de Geração de Resíduos de Construção e Demolição. *Construção Magazine*, **52**, Porto, 26-30.
- Costa, A. C. (2014) Resíduos de Construção e Demolição: fatores determinantes para a sua gestão integrada e sustentável. Dissertação (Mestrado) Universidade Nova de Lisboa, 58 pp.
- EPA. Environmental Protection Agency. (2012) *Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2012*. Acesso em: 02/10/2018, disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/2012_msw_fs.pdf
- Fortaleza, Autarquia de Regulação, Fiscalização e Controle dos Serviços Públicos de Saneamento Ambiental - ACFOR. (2012) *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Fortaleza - Estado do Ceará*. Relatório IV. Fortaleza, CE.
- _____. Instituto de Planejamento de Fortaleza - IPLANFOR. (2015) Fundação Cearense de Pesquisa e Cultura - FCPC. *Plano de Desenvolvimento Econômico e Social – Fortaleza 2040*. Fortaleza, CE.

- Mesquita, L. C., Azevedo, I. C. D. D., Cândido, E.S., Cathoud, G. A. (2015) Análise da viabilidade técnica de utilização de resíduos de construção e demolição na fabricação de blocos de vedação. *Reec - Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, [s.l.], **10**(3), 30-40. Acesso em: 02/10/2018, disponível em: <http://dx.doi.org/10.5216/reec.v10i3.32651>
- Pepe, M., Toledo Filho, R. D., Koenders, E. A. B., Martinelli, E. (2014) Alternative processing procedures for recycled aggregates in structural concrete. *Construction and Building Materials*, **69**, 124–132.
- Rahal, K. N., Al-Khaleefi, A. L. (2015) Shear-Friction Behavior of Recycled and Natural Aggregate Concrete—An Experimental Investigation. *ACI Structural Journal*, V. 112, No. 6, 725-733.
- Souza, N. B. (2012) *Viabilidade financeira de reciclagem de RCC em usinas de concretos e fábricas de pré-moldados*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia.
- Wu, H., Wang, J., Duan, H., Ouyang L., Huang W., Zuo J. (2016) An innovative approach to managing demolition waste via GIS (geographic information system): a case study in Shenzhen city, China. *Journal of Cleaner Production*. **112**, 494-503.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MINIMIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES: ESTUDO DE CASO EM CONDOMÍNIO VERTICAL NA CIDADE DE JOÃO PESSOA-PB

* Natália de Souza Guedes¹
Gilson Barbosa Athayde Júnior¹

MINIMIZATION OF THE GENERATION OF SOLID HOUSEHOLD WASTE AND ITS DISPOSAL IN LANDFILLS: CASE STUDY IN VERTICAL CONDOMINIUM IN THE CITY OF JOÃO PESSOA-PB

Recibido el 21 de mayo de 2020. Aceptado el 27 de julio de 2021

Abstract

This research consists of an analysis of the impact of minimization strategies on the generation of household solid waste (HSW) and the flow to be disposed of in landfills in a residential building located in the city of João Pessoa-PB. The per capita generation of the building's RSD and the gravimetric composition of the waste generated were determined and subsequently, reduction strategies were implemented in the building. The practices adopted were: selective collection, environmental awareness and home composting. To compare the averages of RSD generation in the building without intervention and after 70 days of the application of each strategy, analysis of variance was used according to the graphic method GT-2, with a significance level of 5%. The results show that the building's per capita RSD generation rate, calculated before applying the strategies, was 0.490 kg/inhab.day, and most of this waste is made up of organic matter (58.42%); recyclable materials represent 26.59% of the RSD. After the adoption of selective collection, environmental awareness and composting in the building, the amount of RSD sent to the landfill was 0.346 kg/inhab.day, 0.329 kg/inhab.day, and 0.327 kg/inhab.day, respectively. Therefore, a final reduction of 33.26% was observed in the waste sent to the landfill in the absence of strategies in the building. With the analysis of variance it was possible to observe that with the implementation of the minimization strategies there was a significant reduction in the per capita generation rate of the building's RSD that are effectively destined to the landfill.

Keywords: *composting, environmental awareness, household solid waste, reduction, selective collect.*

¹ Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba. Cidade Universitária, s/n, João Pessoa, Paraíba. CEP: 58051-900, Brasil. Email: nataliasguedes@hotmail.com

Resumo

Esta pesquisa consiste em uma análise do impacto de estratégias de minimização na geração de resíduos sólidos domiciliares (RSD) e no fluxo a ser disposto em aterros sanitários em um edifício residencial localizado no município de João Pessoa-PB. Determinou-se a geração per capita de RSD do edifício e a composição gravimétrica dos resíduos gerados e subsequentemente, implantou-se estratégias de redução no edifício. As práticas adotadas foram: coleta seletiva, sensibilização ambiental e compostagem domiciliar. Para comparação entre as médias da geração de RSD no edifício sem intervenção e após 70 dias da aplicação de cada estratégia, utilizou-se a análise de variância segundo o método gráfico GT-2, com nível de significância de 5%. Os resultados mostram que taxa de geração per capita de RSD do edifício, calculada antes da aplicação das estratégias foi de 0.490 kg/hab.dia e a maior parte desses resíduos é constituída por matéria orgânica (58.42%); já os materiais recicláveis representam 26.59% dos RSD. Após a adoção da coleta seletiva, da sensibilização ambiental e da compostagem no edifício, a quantidade de RSD enviada para o aterro foi de 0.346 kg/hab.dia, 0.329 kg/hab.dia, e de 0.327 kg/hab.dia, respectivamente. Portanto, foi observada uma redução final de 33.26% nos resíduos enviados ao aterro sanitário na ausência de estratégias no edifício. Com a análise de variância foi possível observar que com a implantação das estratégias de minimização houve redução significativa na taxa de geração per capita de RSD do edifício que são efetivamente destinados ao aterro sanitário.

Palavras chave: coleta seletiva, compostagem, redução, resíduos sólidos domiciliares, sensibilização ambiental.

Introdução

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são constituídos pelos resíduos sólidos domiciliares (RSD) e resíduos de limpeza urbana (RLU), sendo que os RSD representam a maior fração (Dangi *et al.*, 2011). Na cidade de João Pessoa-Paraíba, Brasil, segundo dados do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, no ano de 2013, os RSD constituíam cerca de 89.18% dos RSU coletados (PMJP, 2014).

Em relação aos RSD, na cidade de João Pessoa, a quantidade coletada em 55 bairros, foi de 151 mil ton em 2003 e 199 mil ton em 2010, o que representa um aumento de 32.4% nesse período de 7 anos. No mesmo período, a população da área correspondente aumentou de 587219 para 676112 habitantes, cerca de 15.1%. Tem-se, portanto, percentualmente, um pouco mais que o dobro no aumento da massa de RSD em relação ao aumento populacional, o que é devido ao aumento da geração de RSD *per capita* (Medeiros *et al.*, 2015).

Diante do crescente aumento da geração de resíduos sólidos e, considerando seu potencial poluidor, os custos associados e o aspecto social, medidas que visem garantir a gestão dos resíduos sólidos têm se tornado cada vez mais importantes (Oliveira, 2016). O cenário ideal seria o da não geração de resíduos, sendo este, no entanto, distante da realidade atual. Neste sentido, faz-se necessário reunir esforços para o desenvolvimento de medidas que reduzam a geração dos RSU, e em especial, de seu principal componente que são os RSD.

No Brasil, a sanção da Lei Federal 12305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), representou um marco para a gestão integrada e o gerenciamento de resíduos sólidos. Dentre os objetivos descritos na PNRS, tem-se a redução da geração de resíduos, bem como a expansão da reciclagem e reutilização dos mesmos, a valorização dos agentes ambientais no processo de gestão dos resíduos sólidos, a destinação ambientalmente adequada dos resíduos, o estabelecimento de metas para eliminação dos lixões e a responsabilidade compartilhada entre os geradores de resíduos (Brasil, 2010).

Práticas de educação ambiental, redução, reutilização, separação na fonte, reciclagem e compostagem são ferramentas importantes para diminuir o volume de RSU destinado a aterros e, por sua vez, encaminhar apenas rejeitos para esses depósitos. Essa redução no volume de resíduos enviados para a disposição final é extremamente importante para aumentar a vida útil dos aterros sanitários e reduzir tanto as novas áreas de disposição quanto os custos e os impactos ambientais e sociais.

Devido à grande quantidade de moradores no mesmo local, os condomínios residenciais verticais merecem destaque no gerenciamento dos resíduos sólidos. Perante o cenário exposto, faz-se necessário estudos que busquem avaliar estratégias de minimização da geração de RSD, inclusive em condomínios residenciais.

Neste contexto, o presente manuscrito tem como objetivo analisar, em um edifício residencial de apartamentos localizado na cidade de João Pessoa-PB, o impacto de estratégias de minimização na geração de resíduos sólidos domiciliares e nas quantidades a serem dispostas em aterros sanitários.

Metodologia

Características da área de estudo

A pesquisa foi realizada em um edifício residencial de apartamentos, localizado no bairro Jardim Cidade Universitária, na cidade de João Pessoa, capital do estado da Paraíba. Este edifício possui 3 pavimentos, onde o 1º e o 2º pavimento contém duas unidades residenciais (apartamentos) cada, com 75 m² e o 3º é a cobertura, com 150 m². Este local foi selecionado por ter sido demonstrado interesse dos moradores, em contato previamente estabelecido.

Atualmente, os resíduos da cidade de João Pessoa são enviados para o Aterro Sanitário da Região Metropolitana (ASMJP), local de disposição final. O aterro está em operação desde agosto de 2003 e foi projetado com capacidade total de 24 células com 150x150x20 metros e vida útil de 25 anos (Silva, 2014).

Levantamento de dados

A análise do impacto de estratégias de minimização no edifício foi realizada em 2 etapas. A etapa 1, consistiu na determinação da geração *per capita* de RSD do edifício (09/07/2018 a 11/03/2019) e da composição gravimétrica dos RSD gerados (06/02/2019 a 13/02/2019). E na etapa 2, foram aplicadas estratégias de minimização de RSD, com nova determinação da geração *per capita* dos mesmos (12/03/2019 a 07/10/2019).

Na primeira etapa, inicialmente os moradores do edifício foram informados (pessoalmente e através de informativos afixados nas áreas de circulação do prédio) para depositarem seus resíduos, não mais no coletor externo, e sim em um coletor (um balde de lixo de 15 L) colocado na área interna do edifício para que os RSD fossem pesados, a fim de determinar sua geração. Após a pesagem os RSD eram encaminhados para o coletor externo.

As pesagens ocorreram diariamente às 21hs, horário em que os moradores já tinham depositado seus resíduos no coletor interno, visto que a coleta de resíduos pela prefeitura é realizada nas segundas, quartas e sextas-feiras após às 22hs. O período de pesagem desta etapa foi do dia 09/07/2018 até 11/03/2019, totalizando 246 dias. Para todas as pesagens realizadas durante a pesquisa, utilizou-se uma balança digital, com incerteza de 0.05 kg.

A geração *per capita* de RSD foi quantificada aplicando-se a Equação 1, dividindo-se a massa de resíduos gerados pela quantidade de moradores no edifício, sendo anotadas alterações de caráter duradouro na população, a partir de 3 dias, sempre que ocorriam. Estas alterações eram informadas pelo síndico.

$$\text{Geração per capita} \left(\frac{\text{kg}}{\text{hab.dia}} \right) = \frac{\text{massa de resíduos gerados em um dia}}{\text{população do edifício}} \quad \text{Equação (1)}$$

A caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos gerados no edifício, ocorreu durante 8 dias, de 06/02/2019 a 13/02/2019. Para isto foi realizada a separação manual dos resíduos totais gerados em cada um dos dias de acordo com sua classificação e efetuadas as pesagens dos materiais segregados.

Os resíduos foram divididos nos seguintes grupos: papel, papelão, vidro, plástico filme, plástico rígido, embalagem longa vida, alumínio, metais ferrosos e matéria orgânica biodegradável. Materiais como papel higiênico, pilhas, cosméticos, remédios, lenços de papel, curativos, tecidos, fraldas descartáveis e madeira foram classificados como “outros”.

A composição percentual de cada um dos componentes foi calculada pela Equação 2:

$$\text{Composição gravimétrica (\%)} = \frac{\text{massa dos resíduos separados}}{\text{total de resíduos misturados}} \times 100$$

Equação (2)

Após a etapa anterior, foi dado início a mobilização e preparação da população do edifício visando à implantação das práticas de redução da geração de RSD. A comunicação com os moradores se deu por meio impresso, entregue a todos os apartamentos e disponibilizados no quadro de avisos localizado na entrada do edifício.

Com a população do edifício ciente da pesquisa, iniciou-se a segunda etapa, de adoção das estratégias de minimização. As práticas adotadas foram a coleta seletiva com encaminhamento dos recicláveis para uma cooperativa, a sensibilização ambiental por meio de uma palestra e a compostagem caseira utilizando baldes. Ressalva-se que para se tornar uma estratégia de longo prazo seriam necessárias mais de um palestra. Essas estratégias foram aplicadas sequencialmente e a partir da implantação de cada uma delas foi realizada a pesagem durante intervalos de tempo iguais, de 70 dias, para determinar a taxa de geração de RSD após cada estratégia e assim calcular a eficiência de cada uma delas, ou seja, a quantidade de resíduos que deixou de ser enviado ao aterro sanitário após a aplicação da estratégia.

No dia 11/03/2019, informativos foram distribuídos, comunicando a implantação do programa de coleta seletiva no dia 12/03/2019. Nesse informativo foram discriminadas informações acerca da segregação dos materiais recicláveis e úmidos, para manter os moradores informados. Com a implantação da coleta seletiva, cada apartamento passou a encaminhar seus RSD para dois coletores de 15 L cada, localizados próximos ao portão de entrada, devidamente identificados, sendo um deles para os resíduos recicláveis e o segundo para os resíduos orgânicos e o item "outros". Esta estratégia foi adota do dia 12/03/2019 ao dia 20/05/2019.

Para que os resíduos recicláveis não fossem coletados junto aos demais e encaminhados ao aterro sanitário, estes eram recolhidos, armazenados e levados (1 vez por semana) até uma cooperativa de reciclagem nas proximidades do edifício.

No dia 20 de março, foi iniciada a adoção da sensibilização ambiental através de uma palestra informativa sobre os resíduos sólidos, ministrada aos moradores nas dependências do próprio edifício. Foram sanadas as possíveis dúvidas dos participantes. E para determinar o impacto da palestra na geração de RSD e na porcentagem de reciclados esta etapa foi realizada do dia 21/05/2019 a 29/07/2019.

A última estratégia adotada para minimização dos RSD gerados no edifício foi a compostagem doméstica. No dia 20 de julho, os moradores foram informados pessoalmente de como fazer uma

composteira doméstica, como é o seu funcionamento e quais tipos de resíduos poderiam ser depositados na mesma.

Assim, foi confeccionada uma composteira doméstica e entregue aos moradores que aceitaram adotar esta prática. Esta composteira foi construída a partir da reutilização de 3 baldes plásticos como recipientes, com volumes de 18 L, sobrepostos. Juntamente com a composteira foi entregue pó de serra para cobrir os resíduos orgânicos depositados na composteira e evitar mau cheiro e proliferação de mosquitos. Era depositado na composteira resíduos de alimentos, como, legumes, cascas de frutas, hortaliças, casca de ovos, pó de café e restos de comida, exceto carne, peixe e gorduras. Uma vez por semana o material disposto no balde era revolido. Esta etapa teve início no dia 30/07/2019 e terminou dia 07/10/2019.

Também foi determinado o potencial de recuperação dos resíduos recicláveis durante a adoção de cada uma das estratégias, este cálculo foi feito conforme proposto por Pinto e Mondelli (2017). A massa dos resíduos recicláveis recuperados do edifício foi relacionada à quantidade potencialmente presente de recicláveis nos resíduos, utilizando-se as informações de composição gravimétrica e a quantidade dos resíduos totais gerados diariamente no edifício, de acordo com a Equação 3:

$$\text{Potencial de recuperação de recicláveis (\%)} = \frac{M_{\text{recuperado}}}{P_{\text{reciclável}} \times M_{\text{total}}} \times 100$$

Equação (3)

Onde:

$M_{\text{recuperado}}$ = massa dos resíduos recicláveis recuperados do edifício (kg/dia);

$P_{\text{reciclável}}$ = porcentagem de recicláveis presentes nos resíduos do edifício, de acordo com a composição gravimétrica (%);

M_{total} = massa total de resíduos gerados diariamente pelo edifício (kg/dia).

Por fim, para a comparação entre os dados das médias da geração de RSD sem intervenção e após a aplicação de cada estratégia, foi utilizada a análise de variância segundo o método gráfico GT-2 (Sokal e Rohlf, 2012) com nível de significância de 5%. Este método pode ser utilizado para comparação simultânea de várias médias, sendo que os intervalos, cujos limites se sobrepõem, não têm médias significativamente diferentes entre si (Athayde Júnior, Onofre e Beserra, 2014).

Resultados e discussão

Taxa de geração per capita de RSD

As taxas de geração *per capita* de RSD da população residente no edifício calculada diariamente antes da aplicação das estratégias, e sua respectiva média, podem ser observadas na Figura 1. Os valores variaram de 0.050 kg/hab.dia em 02/01/2019 a 1.84 kg/hab.dia em 18/12/2018. Este pico de 1.84 kg/hab.dia aconteceu devido a presença de vários livros no coletor de resíduos.

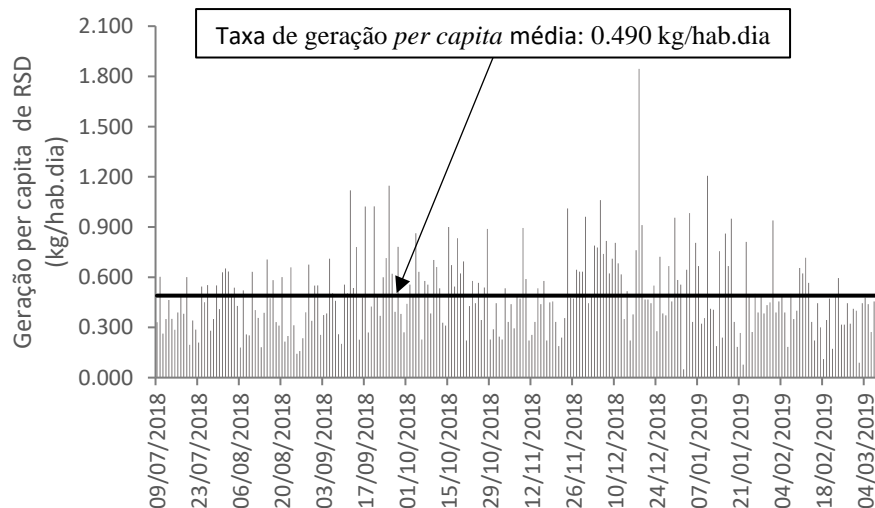


Figura 1. Variação da taxa de geração *per capita* de RSD e sua média correspondente antes das estratégias de minimização

A geração *per capita* média de RSD foi de 0.490 kg/hab.dia. Este resultado é compatível com a geração *per capita* encontrada por Athayde Júnior, Onofre e Beserra (2014), em três edifícios residenciais multifamiliares de João Pessoa: 0.508, 0.527 e 0.541 kg/hab.dia. Assim como na presente pesquisa, Athayde Júnior, Onofre e Beserra (2014) determinaram a taxa de geração de RSD na fonte, não havendo possibilidade de mistura com outras frações de resíduos.

Composição gravimétrica dos RSD

Com relação a composição gravimétrica dos resíduos, de acordo com a Figura 2, pode-se observar que o resíduo gerado pela população residente no edifício é constituído em sua maior parte por matéria orgânica biodegradável, o que corresponde a 58.4%, já os recicláveis representam 26.6 % (excluindo o item outros). Dentre os itens recicláveis, o componente predominante foi o papel (9%).

Somando-se os resíduos recicláveis e a matéria orgânica, tem-se que 85% dos resíduos gerados no edifício podem ser recuperados, podendo ter seu fluxo desviado do aterro sanitário e que apenas 15% dos RSD podem ser considerados como rejeito. Assim, existe no edifício um potencial para implantação da coleta seletiva, da compostagem e encaminhamento dos orgânicos não aproveitáveis na compostagem para biometanização.

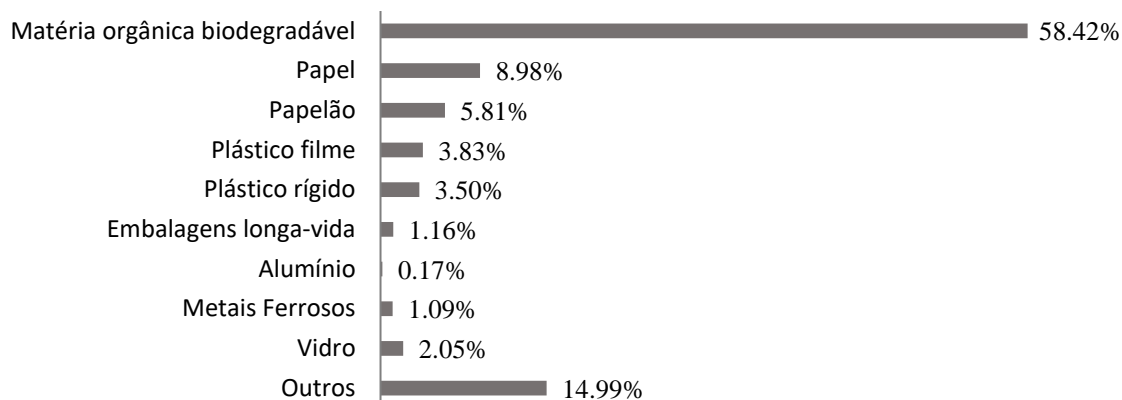


Figura 2. Composição gravimétrica dos RSD gerados no edifício

Os percentuais encontrados na caracterização gravimétrica estão próximos dos valores encontrados no Plano Municipal de Resíduos Sólidos da cidade de João Pessoa, onde 51% dos resíduos sólidos domiciliares são matéria orgânica e 26% são recicláveis (PMJP, 2014). Também próximos aos percentuais determinados no estudo conduzido por Seixas *et al.* (2006) em edifícios multifamiliares de João Pessoa, que foram de 62.3% para matéria orgânica e 21.1 % para os recicláveis. Porém, um pouco discrepantes dos percentuais encontrados por Luna *et al.* (2010) para um condomínio residencial, localizado no bairro do Jardim Luna em João Pessoa que foram de 69.6% para os resíduos orgânicos e de 18.6% para os recicláveis.

Coleta seletiva

A primeira estratégia adotada para minimização dos resíduos sólidos gerados no edifício foi a coleta seletiva, considerou-se que como a coleta convencional foi desativada e implementada a seletiva com dois baldes, a adesão foi de 100% dos apartamentos. As taxas de geração *per capita* de rejeito calculadas diariamente durante esta etapa e sua respectiva média podem ser observados na Figura 3. A geração média de RSD no edifício por tipo de resíduos, encontra-se na Tabela 1.

Na Figura 3, tem-se uma taxa média de geração de rejeito de 0.346 kg/hab.dia, resultando numa redução de 29% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia). Ou seja, com a implantação da coleta seletiva no edifício 29% dos resíduos gerados deixaram de ser enviados ao aterro sanitário. Este percentual está bastante acima do encontrado por Pinto e Mondelli (2017), em um condomínio residencial vertical de grande porte localizado no município de São Caetano do Sul (SP), que foi de apenas 5%.

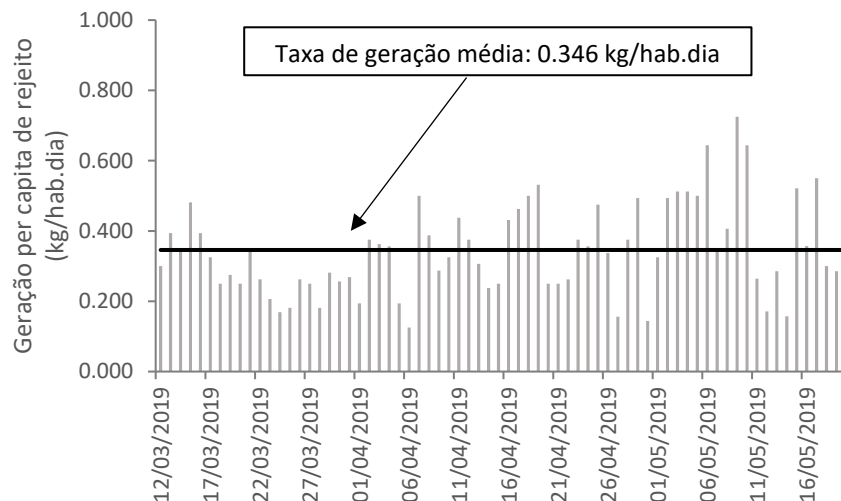


Figura 3. Variação da taxa de geração *per capita* de rejeito e sua média correspondente após implantação da coleta seletiva

Tabela 1. Geração de RSD média do edifício após a coleta seletiva

Rejeito – 84.94%	
quantidade de RSD (kg/dia)	2.720
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.346
Recicláveis – 15.06%	
quantidade de RSD (kg/dia)	0.482
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.062
Rejeito + Recicláveis – 100%	
quantidade de RSD (kg/dia)	3.202
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.408

Em relação a geração total de resíduos (rejeito + recicláveis), observa-se pela Tabela 1, que foi gerado no edifício 0.408 kg/hab.dia, o que resulta numa diminuição de 17% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia). Com a coleta seletiva esperava-se uma redução na geração relativa apenas a parcela dos recicláveis, que estava sendo desviada, porém como foi visto houve uma diminuição no total de resíduos gerados. Essa diminuição, portanto, está relacionada a outros fatores e não apenas a adoção da coleta seletiva, como por exemplo, uma maior conscientização das pessoas.

Do total de resíduos gerados nessa etapa, 84.9% representa os rejeitos e 15.1% corresponde aos resíduos recicláveis. Pode-se observar que o percentual de resíduos recicláveis recuperados foi relativamente próximo do percentual de recicláveis presente nos resíduos do edifício que é de 26.6%, de acordo com a composição gravimétrica. Este valor de recicláveis recuperados, é bem mais elevado do que o encontrado por Luna *et al.* (2010), de 7.5% para um condomínio residencial vertical de João Pessoa.

Sensibilização ambiental

A segunda estratégia adotada no edifício para minimização dos resíduos sólidos gerados foi a de sensibilização ambiental. Participaram da palestra educativa, 62% do total de moradores presentes no edifício no dia da palestra. Aos moradores faltosos foi enviado um arquivo com a apresentação. Esse percentual de participantes foi superior ao encontrado por Mazeto e Abreu (2014), onde apenas 7 moradores do total de 126 apartamentos compareceram à reunião de sensibilização sobre a coleta seletiva em um condomínio em Curitiba.

A taxa de geração *per capita* de rejeito calculada diariamente durante esta etapa e a respectiva média podem ser observados na Figura 4. A geração média de RSD por tipo de resíduos, encontra-se na Tabela 2.

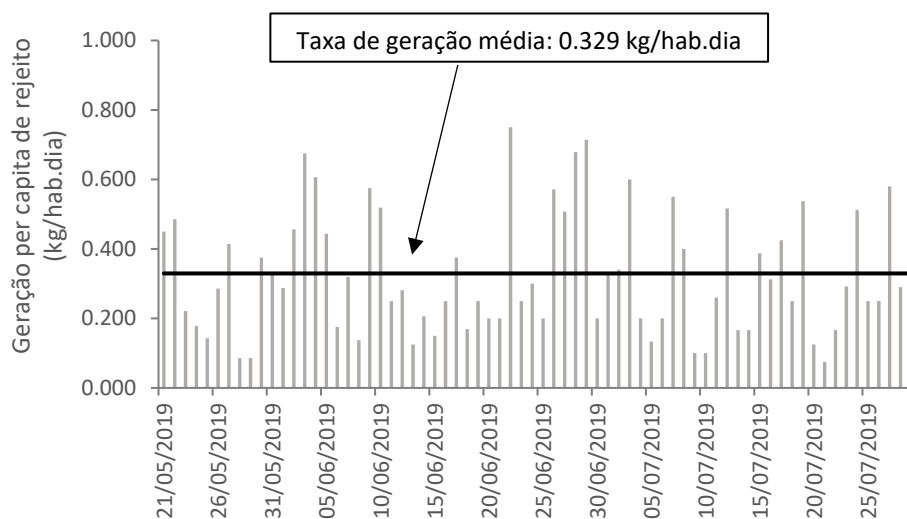


Figura 4. Variação da taxa de geração *per capita* de rejeito e sua média correspondente após a sensibilização ambiental

Na Figura 4, tem-se uma taxa média de geração de rejeito de 0.329kg/hab.dia, resultando numa redução de 32.85% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia). Tem-se ainda uma diminuição de 5% em relação a taxa de geração *per capita* após a coleta seletiva (0.346kg/hab.dia). Esse percentual de 5%, está de acordo com o percentual encontrado por Mazeto e Abreu (2012), onde a sensibilização dos moradores em um condomínio que praticava a coleta seletiva reduziu a quantidade de resíduos destinados ao aterro sanitário em 4.8%.

Tabela 2. Geração de RSD média do edifício após a palestra educativa

Rejeito – 86.80%	
quantidade de RSD (kg/dia)	2.071
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.329
Recicláveis – 13.20%	
quantidade de RSD (kg/dia)	0.315
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.055
Rejeito + Recicláveis - 100%	
quantidade de RSD (kg/dia)	2.386
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.385

Em relação a geração total de resíduos (rejeito + recicláveis), observa-se pela Tabela 2, que foi gerado no edifício 0.385 kg/hab.dia, o que resulta numa diminuição de 21% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia) e de 6% com relação a taxa de geração após a coleta seletiva (0.408 kg/hab.dia).

Nesta etapa da pesquisa, a porcentagem de recicláveis no total de resíduos foi de aproximadamente 13%. Com a palestra é possível perceber tanto uma diminuição nos rejeitos quanto nos recicláveis, uma vez que a taxa de geração dos recicláveis foi de 0.055 kg/hab.dia, enquanto no período antes da palestra esse valor tinha sido de 0.062 kg/hab.dia. Logo, a abordagem na palestra sobre práticas de redução e reaproveitamento de resíduos, pode ser um dos fatores que contribuíram para a redução na geração de resíduos no edifício.

Compostagem

A última estratégia adotada no edifício para minimização dos resíduos sólidos gerados foi a compostagem doméstica. Apenas um apartamento (correspondendo a 33% da população) concordou em implantar esta estratégia em sua residência. Essa taxa de aceitação é bem inferior a encontrada por Melo e Zanta (2016), onde 78% das residências estudadas aceitaram aderir a compostagem.

A taxa de geração *per capita* de rejeito calculada diariamente durante esta etapa e a respectiva média podem ser observados na Figura 5. A geração média de RSD no edifício por tipo de resíduos, encontra-se na Tabela 3.

Na Figura 5, tem-se uma taxa média de geração de rejeito de 0.327 kg/hab.dia, resultando numa redução de 33.26% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia). Ou seja, com a composteira doméstica, 33.26% dos resíduos gerados deixaram de ser enviados ao aterro sanitário. Porém com relação a etapa anterior (0.329 kg/hab.dia) a diminuição da taxa de rejeitos foi de apenas 0.61%. Em estudo realizado por Melo e Zanta (2016) com a composteira doméstica houve uma redução de 40% na quantidade de resíduos enviadas a coleta convencional, valor bastante superior ao encontrado nesta pesquisa (0.61%).

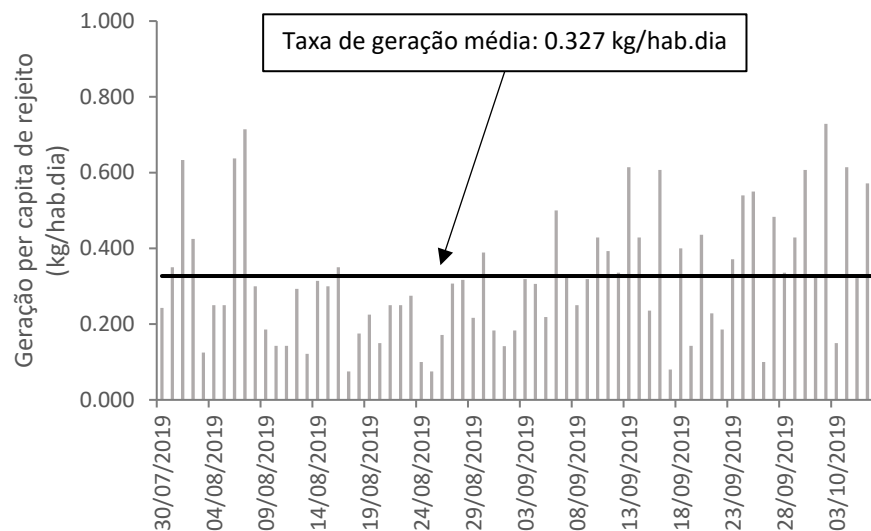


Figura 5. Variação da taxa de geração per capita de rejeito e sua média correspondente após a implantação da compostagem

Em relação a geração total de resíduos (rejeito + recicláveis + compostáveis), observa-se pela Tabela 3, que foi gerado no edifício 0.394 kg/hab.dia, o que resulta numa diminuição de 19.6% com relação a taxa de geração calculada sem nenhuma intervenção (0.490 kg/hab.dia). Porém houve um aumento de 2.33% com relação a taxa de geração total após a sensibilização ambiental (0.385 kg/hab.dia).

Do total de resíduos gerados nessa etapa, 83.24% representa os rejeitos, 10.77% os recicláveis e 5.99% os orgânicos dispostos na composteira. Pode-se observar que houve uma diminuição no percentual de resíduos recicláveis recuperados e que o percentual de orgânicos recuperados ficou muito abaixo do percentual de orgânicos presentes nos RSD gerados no edifício que é de 58.42%, segundo a composição gravimétrica. Essa discrepância se deu, devido apenas um apartamento ter aderido a esta estratégia, o que sugere a necessidade de uma maior conscientização por parte dos moradores.

Tabela 3. Geração de RSD média do edifício após a compostagem doméstica

Rejeito – 83.24%	
quantidade de RSD (kg/dia)	2.154
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.327
Recicláveis – 10.77%	
quantidade de RSD (kg/dia)	0.279
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.043
Compostáveis – 5.99%	
quantidade de RSD (kg/dia)	0.155
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.024
Rejeito + Recicláveis + Compostáveis – 100%	
quantidade de RSD (kg/dia)	2.587
taxa de geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	0.394

Potencial de recuperação de recicláveis

A Figura 6 mostra o potencial de recuperação de recicláveis durante a adoção de cada uma das estratégias.

A composição gravimétrica dos RSD do edifício mostrou, conforme Figura 2, que 26.59% dos resíduos gerados no edifício são recicláveis. Logo, de acordo com o cálculo do potencial de recuperação de recicláveis durante cada etapa, tem-se que desses 26.59%, mais da metade, 56.63%, estava sendo separada durante a adoção da primeira estratégia (12/03/2019 a 20/05/2019). Porém durante a segunda (21/05/2019 a 29/07/2019) e a terceira estratégia (30/07/2019 a 07/10/2019), esse potencial foi de 49.66% e 40.49%, respectivamente em cada período. Com isso, percebe-se que esse percentual foi caindo com o tempo, sugerindo uma adoção constante de sensibilização ambiental.

Porém durante todos os períodos, esse potencial se encontrou bem acima do potencial de recuperação encontrado por Pinto e Mondelli (2017), onde o potencial real de recuperação com a coleta seletiva foi de 13.7%.

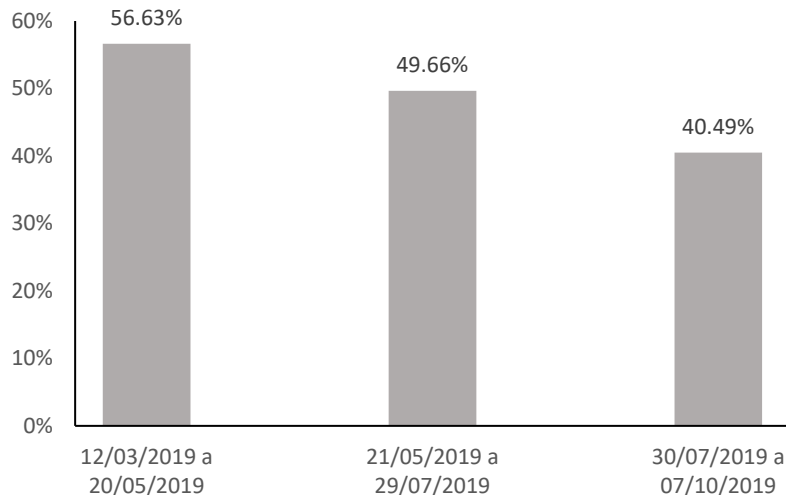


Figura 6. Potencial de recuperación de recicláveis médio durante cada estratégia adotada

Análise de variância para os fluxos de resíduos provenientes do edifício a serem dispostos em aterro sanitário

A análise de variância segundo o método gráfico GT-2 com nível de significância de 5% para os fluxos de resíduos provenientes do edifício a serem dispostos em aterro sanitário, após a adoção de cada uma das estratégias de minimização, pode ser observada na Figura 7. E os valores mínimo, médio e máximo encontrados com a análise de variância encontram-se na Tabela 4.

Através da Figura 7 é possível observar que com a implantação da coleta seletiva, da sensibilização ambiental e da compostagem houve uma redução significativa na taxa de geração *per capita* de RSD que são efetivamente destinados ao aterro sanitário no edifício. Porém, entre cada estratégia não há uma diferença significativa entre as médias. Pode-se observar também, que a maior redução ocorreu após a compostagem.

Esta redução da geração *per capita* de rejeitos no edifício, em termos de valor médio (de 0.490 kg/hab.dia para 0.327 kg/hab.dia), representa uma diminuição expressiva na quantidade de resíduos que seriam dispostos em aterros sanitários na cidade de João Pessoa. E portanto, prolongando bastante a vida útil do mesmo.

No entanto, este cenário positivo, não pode ser considerado como resultado definitivo e inalterável. Ainda se faz necessário manter o trabalho de educação ambiental, de forma que os moradores do edifício se mantenham sensíveis à questão ambiental, e permaneçam atuando como entes ativos na busca de um ambiente sustentável e saudável para todos.

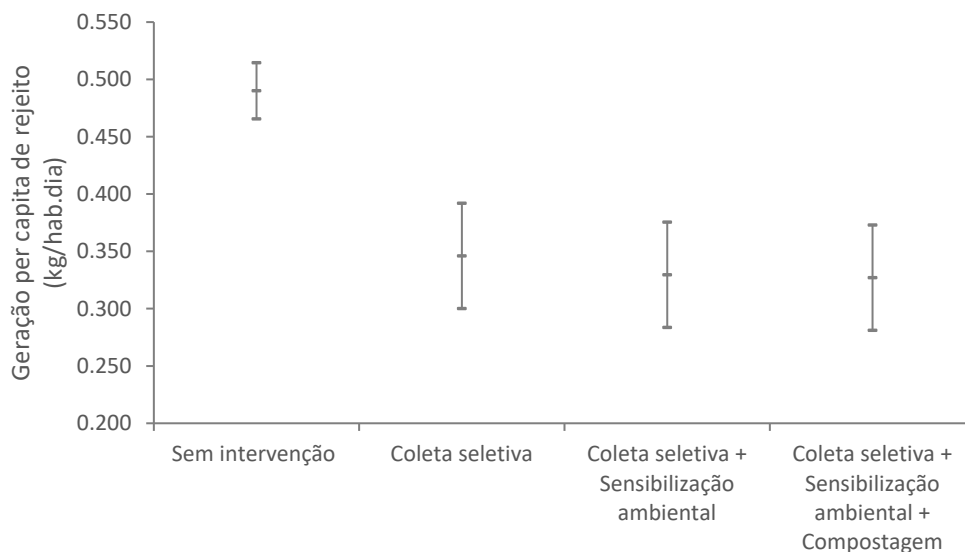


Figura 7. Análise de variância para os fluxos de resíduos provenientes do edifício a serem dispostos em aterro sanitário, após a adoção de cada uma das estratégias de minimização

Tabela 4. Valores mínimo, médio e máximo de cada etapa encontrados com a análise de variância para a geração *per capita* de resíduos do edifício a serem dispostos em aterro sanitário

	Sem intervenção	Coleta seletiva	Coleta seletiva + Sensibilização ambiental	Coleta seletiva + Sensibilização ambiental + Compostagem
Máximo (kg/hab.dia)	0.515	0.392	0.375	0.373
Médio (kg/hab.dia)	0.490	0.346	0.329	0.327
Mínimo (kg/hab.dia)	0.465	0.300	0.284	0.281

Conclusões

A taxa de geração *per capita* média de RSD no edifício sem a adoção de nenhuma estratégia de minimização foi de 0.490 kg/hab.dia, sendo constituídos por matéria orgânica (58.4%) itens recicláveis (26.6%) e rejeitos (15.0%). Esta composição demonstra o grande potencial para diminuição da quantidade de RSD a ser destinada a aterros sanitários, através das práticas da coleta seletiva atrelada a reciclagem, bem como da compostagem domiciliar.

Com a adoção das estratégias de minimização da geração de resíduos, 33.4% dos RSD gerados no edifício deixaram de ser enviados ao aterro sanitário da cidade. De acordo com a análise de variância, essa diminuição foi significativa, ao nível de 5%, após a adoção do conjunto de estratégias, com a taxa de geração *per capita* passando de 0,490 kg/hab.dia para 0,327 kg/hab.dia.

A redução de apenas 33.6% na massa de RSD destinados a aterro sanitário, quando comparada com o potencial encontrado neste edifício, de 85% (soma de 58.4% da matéria orgânica, com 26.6%, dos itens recicláveis) sugere que a etapa de sensibilização dos moradores deve ser mais intensa e permanente.

Agradecimentos

Este artigo é parte de dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental/PPGECAM da Universidade Federal da Paraíba, com apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior/CAPES – Ministério da Educação.

Referências bibliográficas

- Athayde Junior, G. B., Onofre, F. L., Beserra, L. B. S. (2014) Tax calculation proposal for waste collection based on the amount of residential solid waste. *Acta Scientiarum, Technology*, **36**, 15-21.
- Brasil (2010) *Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Diário Oficial da União de 03/08/2010, Brasília-DF.
- Dangi, M. B., Pretz, C. R., Urynowicz, M. A., Gerow, K. G., Reddy, J. M. (2011) Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. *Journal of Environmental Management*, **92**(1), 240-249.
- Luna, Y. H. D. M., Athayde Júnior, G. B., Batista, M. M., Oliveira, M. M. (2010) Avaliação da eficiência da coleta seletiva em condomínio vertical de João Pessoa. III Simpósio Iberoamericano de Ingeniería de Residuo, João Pessoa, Paraíba.
- Mazeto, C. C., Abreu, E. P. (2014) *Implantação de coleta seletiva em um condomínio residencial em Curitiba*. Trabalho de Conclusão de Curso, Tecnólogo em Processos Ambientais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 53 pp.
- Medeiros, J. E. S. F., Paz, A. R., Morais Júnior, J. A. (2015) Analysis of the evolution and future estimates of collected domestic solid waste in João Pessoa and its relation with other consumption indicator. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**(1), 119-130.
- Melo, S. L., Zanta, V. M. (2016) Análise do uso de compostagem doméstica em conjuntos habitacionais de interesse social na cidade de São Domingos – Bahia. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)*, **4**(2), 169-180.
- Oliveira, M. M. (2016) *Modelos para estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos em municípios brasileiros*. Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 131 pp.
- Pinto, R. A. F. R., Mondelli, G. (2017) Potencial de recuperação de recicláveis em um condomínio residencial de grande porte de São Caetano do Sul. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(4), 647-656.



- PMJP, Prefeitura Municipal de João Pessoa (2014) *Plano Municipal de Resíduos Sólidos, PMGIRS*. Acesso em 01 de novembro de 2018, disponível em: <http://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretarias/emlur/plano-municipal-de-residuos-solidos/>
- Seixas, M. G., Beserra, L. B. S., Fagundes, G. S., Athayde Júnior, G. B. (2006) Composição gravimétrica e valor econômico de resíduos sólidos exclusivamente domiciliares de bairros de classe média alta em João Pessoa. *VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Fortaleza, Ceará.
- Silva, A. C. (2014) *Análise da gestão de resíduos sólidos urbanos em capitais do nordeste brasileiro: o caso de Aracaju-SE e João Pessoa-PB*. Dissertação, Mestrado em Engenharia Urbana, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 156 pp.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (2012) *Biometry - The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*, New York: W. H. Freeman and Company, 4 ed.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MEMBRANE BIOREACTOR APPLIED TO THE TREATMENT OF A FRUIT PROCESSING INDUSTRY WASTEWATER IN NORTHEAST BRAZIL

* Carlos Eduardo Pereira de Morais¹
Lisa Christina Awater²
Gilson Babosa Athayde Júnior¹
Rennio Félix de Sena³
Manuel César Martí-Calatayud^{2,4}
Christoph Bohner⁵

Recibido el 25 de mayo de 2020. Aceptado el 17 de mayo de 2021

Abstract

*The market for Membrane Bioreactors (MBR) technology has recently grown due to increasingly strict standards for effluent discharge and the need for alternative water sources. The high quality of the effluent produced, enabling the possibility of reuse is one of the most attractive characteristics of this technology. The objective of this article was to evaluate the treatment efficiency of a pilot-scale MBR plant in a fruit processing industry, including an analysis of the possibilities for effluent reuse. The pilot plant comprised a MBR with approximately 5000L in capacity, with porous type ultrafiltration grade polyethersulfone membranes. Other details for the membranes were: submerged configuration, flat plate type geometry, pore diameter ranging from 0.035 to 0.1 μm and total area of 25m². The industrial effluent came from fruits processing, floors and machinery washing, and was characterized by physical, chemical and bacteriological parameters. Results showed that permeability decreased about 50% during the monitoring, indicating the need of membrane cleaning. The removal efficiency for COD, BOD₅, total nitrogen and total phosphorus, was 97.1%, 98.7%, 95.7 % and 53.5%, respectively. There was an absence of both total coliform and *E. Coli* at the inlet and outlet of the system. The permeate fits into agricultural, urban, environmental, industrial and aquaculture reuse modalities.*

Keywords: industrial effluents, mbr, reuse, water scarcity, ultrafiltration.

¹ Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

² Chemical Process Engineering Department, RWTH Aachen University, Aachen, Germany.

³ Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

⁴ Departament d'Enginyeria Química i Nuclear, Universitat Politècnica de València, València, España.

⁵ EnviroChemie GmbH, Rossdorf, Germany.

* *Corresponding author:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, cidade universitária, s/n, João Pessoa, Paraíba. CEP: 58051-900, Brasil. Email: carlospereira.sjp@gmail.com

Introduction

A depletion of water resources coupled with population growth results in a water crisis in both quantitative and qualitative terms (Sehar and Nasser, 2019). Moreover, increasing industrial demand increases the generation of industrial wastes. Food industry wastewaters are a significant source of pollution of water resources due to the large amounts and variety of pollutants they contain (Sawadogo *et al.*, 2018).

As in other food industries, fruit processing companies use water in a range of steps (Mundi *et al.*, 2017; Moore *et al.*, 2016). Treatment of wastewater from fruit processing involves additional difficulties due to the high organic load, the chemicals used in the process and seasonal variations in pH and flow rates (Tekerlekopoulou *et al.*, 2020; Moore *et al.*, 2016). Moreover, strict standards for industrial effluent discharge into the environment, are becoming a greater challenge (Sehar and Nasser, 2019; Casani *et al.*, 2005). Regarding industrial wastewater treatment, conventional activated sludge (CAS) and membrane bioreactors (MBR) are the most commonly used technologies (Pirsaheb *et al.*, 2019). MBR technology has recently been gaining more attention than CAS due to more stringent discharge requirements and the need for effluent reuse (Khouni *et al.*, 2020; Andrade *et al.*, 2013).

The use of MBR for the treatment of wastewater has grown worldwide since the mid-1990s, both in quantity and in treatment capacity, since such technology has been at the forefront of technological advances, and has increasingly assumed a prominent position in the competitiveness of deployment and operation costs (Xiao *et al.*, 2019; Ziegler *et al.*, 2016; Grull, 2013; Santos *et al.*, 2011).

Moreover, the existence of competitive MBR suppliers (Qiblawey and Judd, 2019), as well as the accumulation of operational data through academic and field studies (Park *et al.*, 2015) has accelerated the application of MBR technology, so that large plants are currently in operation. Xiao *et al.*, (2019) reports on an MBR plant under expansion phase in Sweden, that when finished, will be the largest plant of this kind in the world, with treatment capacity of 864.000 m³.d⁻¹.

The development of submerged membranes has taken MBR applicability to a new level, considering that they require much less energy to function, can be adapted to larger systems and make costs competitive with conventional wastewater treatment technologies (Grull, 2013; Judd, 2006). In addition, the costs of replacing membrane modules have diminished and the replacement cycles of the modules are increasingly longer (Qiblawey and Judd, 2019; Baker, 2012). In this perspective, Qiblawey and Judd (2019) report that for even greater cost reduction, efficient pretreatment as well as system automation should be considered. Park *et al.* (2015) report that recent developments and improvements in membrane fouling control have led to more favorable projections of membrane life and significantly reduced overall operational and maintenance costs.

The main objective of MBR is to produce clarified and disinfected effluent (Judd, 2016). Investigations in MBR show that such processes present efficient and stable treatment of organic matter, nutrients, pathogens, besides presenting promising potential for the removal of emerging pollutants (Martí-Calatayud *et al.* 2020; Xiao *et al.*, 2019). Hao (2014) and Deowan *et al.* (2016) report that MBR technology has been increasingly used in the treatment of industrial wastewater since they produce a final effluent with quality compatible with several reuse options.

In Brazil, MBR technology is still considered emerging, with some research papers in the area and few applications on a real scale (Belli, 2015). Moreover, most studies with MBR focus on domestic wastewater treatment (Da Costa *et al.*, 2018; Belli *et al.*, 2017; Subtil *et al.*, 2013; Belli *et al.*, 2012). Regarding industrial wastewater, Andrade *et al.* (2013) evaluated MBR applied to the wastewater treatment of dairy industries. When it comes to MBR applied to the wastewater treatment of fruit processing industries, studies are still scarce.

In this context, this study aimed to evaluate the performance of a pilot-scale MBR in the treatment of the effluent in a fruit processing industry located in Northeast Brazil, as well as to verify the possibilities of reusing the treated effluent.

Materials and method

Description of the system

This study examined a MBR pilot-plant from the *Brazil Managed Aquifer Recharge Project* (BRAMAR). BRAMAR is a Brazil-Germany bilateral cooperation research project, and provided a pilot-scale treatment plant for use by a fruit processing company in João Pessoa-PB/Brazil, where the study was conducted. The wastewater produced by the company came from the washing and processing of fruits, as well as floor and machinery cleaning. The effluent drained by gravity through a channel to the place where the treatment plant was installed. A flowchart of the pilot plant is detailed in Figure 1.

Wastewater was collected with an eccentric pump, which drew the effluent from the channel through a 1 mm mesh sieve filter. The wastewater was then sent to a 1000L tank (equalization tank), with a mixer inside to avoid sedimentation and homogenize the effluent. Another eccentric pump, identical to the previous one, then passed the effluent from the equalization tank to the electroflotation tank. After electroflotation, a 200L tank (MBR feed tank) used an automatic level control that activated a drainage pump to feed the MBR tank.

The MBR tank had approximately 5000L capacity, with an immersed ultrafiltration membrane module. The membrane was porous, with pore diameter ranging from 0.035 to 0.1 μm , and the membrane material was polyethersulphone (PES). The membrane geometry was flat plate type,

with submerged configuration and the total module area was 25m². Three aerators were used, two to provide oxygen to the MBR tank and one for membrane scouring. Whenever the dissolved oxygen (DO) concentration reached values below 2 mg.L⁻¹, the minimum recommended for biological treatment, aeration was triggered.

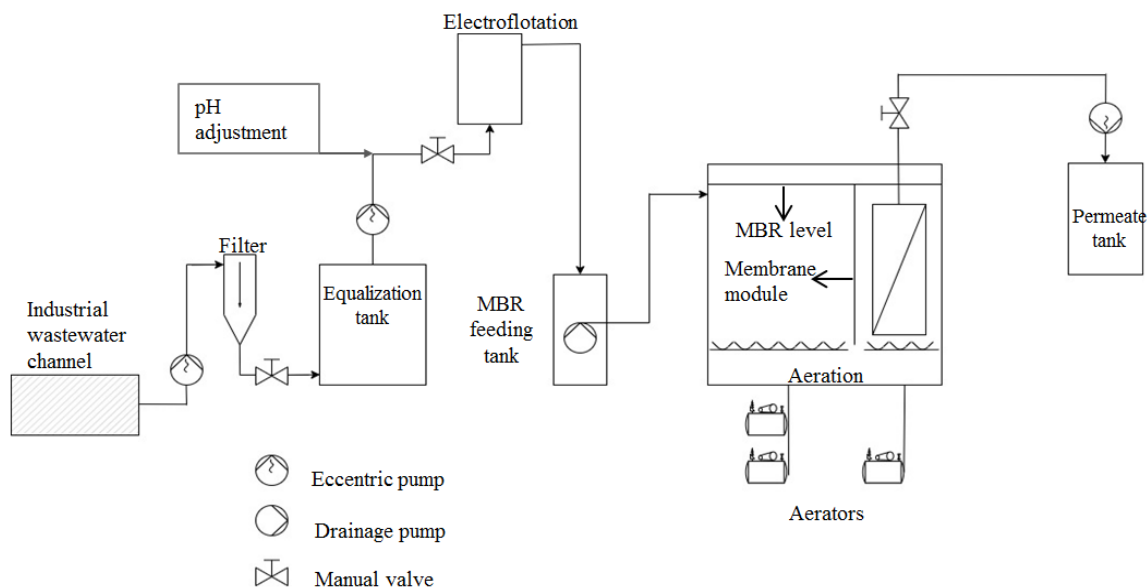


Figure 1. Scheme of the MBR pilot plant.

Finally, the treated effluent (permeate) was pumped by an eccentric pump to a tank with a capacity of 400L, which was used to collect the final effluent. The pilot plant had an ultrasonic flow meter (Flowmax 44i MIB GmbH). The MBR monitoring period was 4 months, between December 2016 and April 2017, a period preceded by a 15-day period of acclimatization. Average flow during the days of operation was 1.6 m³.day⁻¹. During this period no chemical cleaning of the membrane was performed. In the acclimatization phase, sludge from an activated sludge plant was inoculated into the MBR module.

Industrial wastewater characterization

For most of the time of operation the fruits processed in the industry were pineapple, acerola, mango and guava. MBR performance was evaluated by collecting samples from three distinct points: in the equalization tank (point 1), in the MBR feed tank (point 2) and in the permeate tank (point 3). A data acquisition system coupled to the *ACRON Reporter* software collected and stored the following parameters: pH, DO, temperature, mixed liquor level in the reactor and permeate

flow and transmembrane pressure. The physical and chemical analyses performed were: Chemical Oxygen Demand (COD), Biological Oxygen Demand (BOD₅), Total Suspended Solids (TSS), Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP), as well as measurements of pH, Temperature (T), and electric conductivity (EC) with the aid of a multiparameter probe (Hanna). Total coliform and *E. coli* tests were performed for the microbiological analysis.

Due to the high organic load it was necessary to add nitrogen and phosphorus in the reactor, since such nutrients were present in low concentration in the industrial effluent and are essential for the growth of bacteria. The lack of nitrogen and phosphorus is common in the treatment of effluents from food processing industries with high organic content (Metcalf & Eddy, 2016). Thus, rather than evaluating the efficiency of TN and TP removal, these parameters were of paramount need to calculate the necessary dosage of these nutrients to be added into the reactor, always seeking to maintain the COD:N:P ratio close to 200:5:1. Urea was used as a source of nitrogen and phosphoric acid and/or diammonium hydrogen phosphate as a source of phosphorus.

Table 1. Physical, chemical and microbiological analysis.

Parameter	Method
COD	Closed reflux colorimetric method
BOD ₅	Oxidirect (BOD System)
TSS	APHA (2012)
TN	HACH 10.071
TP	HACH 8.190
EC	Hanna Combo waterproof pH/EC/TDS/Temp
pH	Hanna Combo waterproof pH/EC/TDS/Temp
T	Hanna Combo waterproof pH/EC/TDS/Temp
Total coliform and <i>E. coli</i>	APHA (2012) and Colilert

Results and discussion

MBR operation and control

The volume of the reactor was controlled by a level sensor to operate between 87% and 94% of the total capacity. When the level reached 94%, the feeding was stopped, and when the level was at 88%, the feeding pump was turned on again. Along the monitoring period, the mean level in the reactor was 88.4% of the full capacity (Figure 2 – A). Levels lower than 87% occurred only at sludge discharge occasions.

With regard to TSS, the ideal band for the operation of MBR is considered as 8-12 g.L⁻¹ (Metcalf & Eddy, 2016; Park *et al.*, 2015), while the maximum value to avoid flux reduction due to fouling is

18 g.L⁻¹ (Metcalf & Eddy, 2016). In this study the MBR was operated with TSS between 12 and 18 g.L⁻¹, as shown in Figure 2 (B). Sludge discharge actions were used to keep the TSS concentration under this mentioned range.

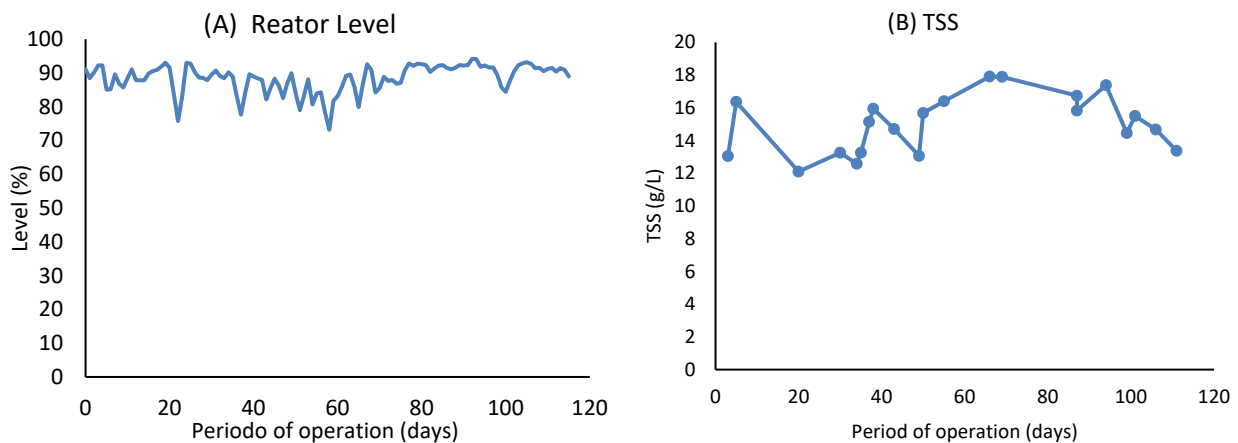


Figure 2. Level variation in the reactor (A) and TSS in the mixed liquor (B) along the monitoring period of the MBR.

The level in the reactor and the transmembrane pressure were used for permeability calculation. When reactor level was lower than 94%, an additional volume of 2.17% was used for the correction of the transmembrane pressure due to the liquor volume that was not occupying the reactor.

Figure 3 (A) shows that membranes' permeability decreased about 50% from the beginning to the end of the monitoring period, indicating the need for cleaning. Viero (2006) reports that the reduction on the effective filtration area, and consequently membrane permeability, is related to flux reduction, due to membrane fouling. Figure 3 (B) shows the initial flux of the membranes, between 13 and 15 L.m⁻².h⁻¹, where intermittent cycles of suction and relaxation were alternated (suction: 10 min.; relaxation: 2 min).

Temperature in the mixed liquor are presented in Figure 4 (A), where the values varied inside the ideal range of 25-35 °C (Jordão e Pessoa, 2011) for aerobic treatment processes. The mean temperature in the mixed liquor suspended solids (MLSS) was 29.7°C. Temperature is an important parameter in MBR performance, since it governs microbial metabolism (Park *et al.*, 2015).

Mean value for DO in the MLSS was 3.4 mg.L⁻¹, which is above the minimum recommended value (Metcalf & Eddy, 2016; Moore *et al.*, 2016) of 2.0 mg.L⁻¹. Low values of DO initially recorded are

due to the reduced active biomass in the MLSS, since the reactor was inoculated with sludge 15 days before the monitoring began. Figure 4 (B) shows DO concentration in the MLSS. Aeration was always turned on when DO was as low as $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

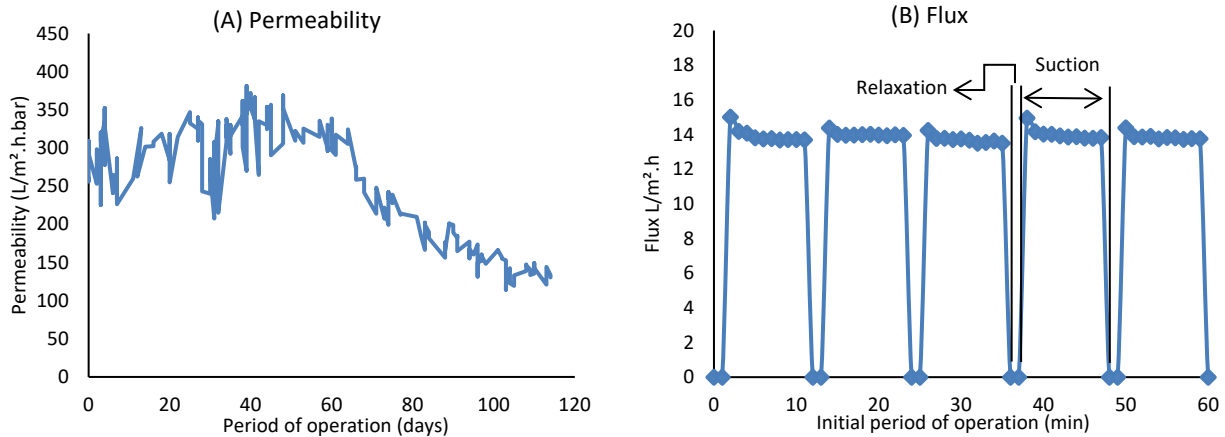


Figure 3. Membrane permeability (A) and operational strategy (B) along MBR monitoring period.

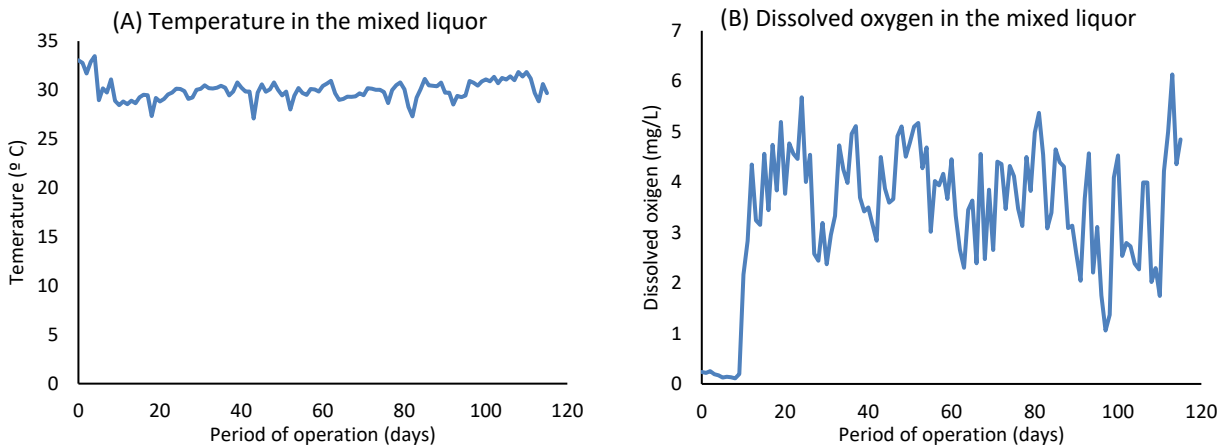


Figure 4. Temperature (A) and dissolved oxygen (B) in the MLSS along the MBR monitoring period.

Mean values of pH, temperature (T) and electric conductivity (EC) recorded for the three monitoring points (MP) are shown in Table 2. Initially, the values were recorded at different times along the day, and because there were no accentuated variations, the mean values were calculated for each day.

Table 2. Characterization of the industrial wastewater (MP1), eletroflotation effluent (MP2) and permeate (MP3).

	MP1 (wastewater, inlet)			MP2 (eletroflotation effluent)			MP3 (permeate)		
	pH	T (°C)	EC (mS/cm)	pH	T (°C)	EC (mS/cm)	pH	T (°C)	EC (mS/cm)
Mean	4.5	32.0	1.9	4.9	32.5	2.1	7.9	33.1	2.2

There was an increase on mean pH values from the industrial wastewater (4.5) to the permeate (7.9). Low pH values in the industrial wastewater are due to the type of fruits processed and to the acids used in the machinery cleaning operations. Moore (2015) also reported similar results, when pH rose from 4.9 in the influent wastewater to 8.0 in the MBR permeate, where it was attributed to denitrification process.

According to Brazilian legislation (CONAMA Resolution 430/2011), effluents of any source can be discharged in water bodies only if, among other conditions, pH is between 5 and 9 (Brasil, 2011). The mean pH values in the permeated complies with this discharge requirement and also with the recommendation of effluent quality for reuse according to NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997) and COEMA Resolution 2/2017 (Ceará, 2017).

It can be noticed that EC did not varied significantly along the treatment phases (MP1, MP2 and MP3). According to Metcalf & Eddy (2016), EC is very important for effluent reuse considerations, since it is strongly related with salinity. Increased salinity can have a significant impact in terms of biokinetic as well as fouling behaviour in the MBR (Di Bella *et al.*, 2013). In this study, EC complied with the standards recommended for reuse (maximum 3 mS/cm) according to COEMA Resolution N° 2/2017 (Ceará, 2017).

MBR performance

Figure 5 (A) shows COD in the monitoring points 1, 2 and 3, where mean values were 6,837, 6,019 e 196 mgO₂.L⁻¹, respectively. Average overall COD removal efficiency (from MP1 to MP3) was about 97.1%. Moore (2015) also reported similar results when studying the performance of an MBR (bench scale) on the treatment of fruit (and other vegetables) industries: 97.0% COD removal. Fraga *et al.* (2017) found COD removal efficiency of 94.1% when studying an MBR treating dairy industry wastewater. Belli (2015), when studying an MBR treating sanitary wastewater, also reported COD removal efficiency of 97.0%. Therefore, the removal efficiency herein found is in accordance with literature results.

Figure 6 (A) shows BOD₅ in the three monitoring points (MP1, MP2 and MP3), where mean values were 3,730, 3,238 and 42 mgO₂.L⁻¹, respectively. Average overall BOD₅ removal efficiency (from MP1 to MP3) was 98.7%, higher than the requested value of up to 60% as recommended by CONAMA Resolution 430 (Brasil, 2011). Thus, the removal efficiency for BOD₅ herein found is in

accordance with literature results, where Moore (2015) reached 99.9% BOD₅ removal in an MBR treating a fruit processing industry wastewater, and Fraga *et al.* (2017) found BOD₅ removal efficiency of 98.1% when studying an MBR treating dairy industry effluent.

High efficiency for both COD and BOD₅ were kept even for high organic loads, showing good capacity of the MBR to resist to such picks.

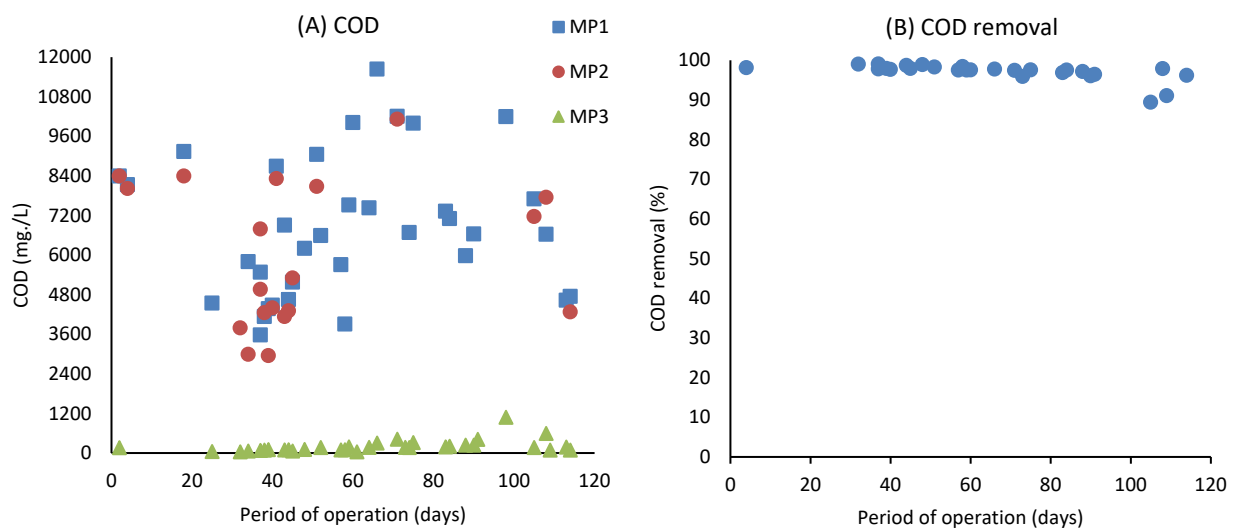


Figure 5. COD concentration in the three monitoring points (A) and removal efficiencies (B).

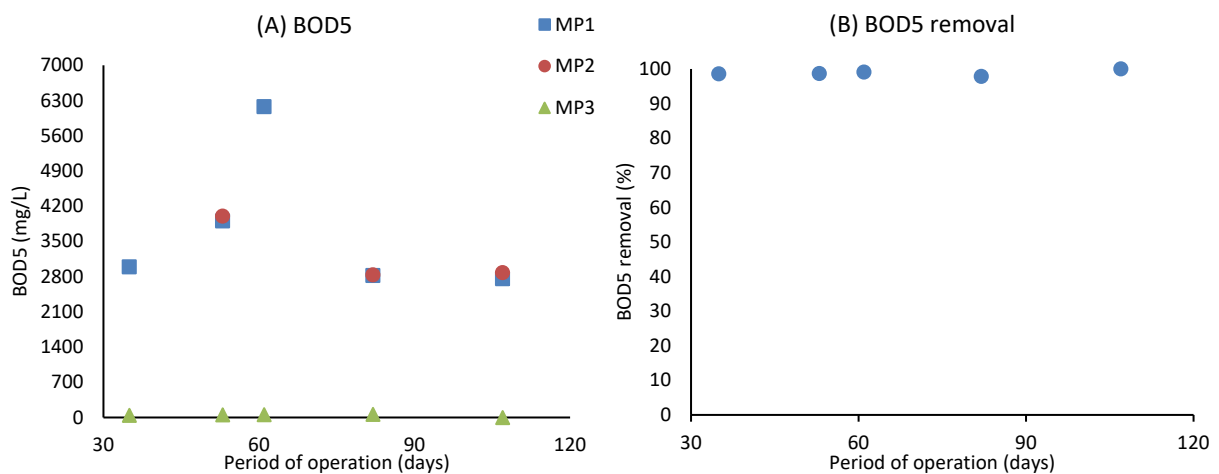


Figure 6. BOD₅ concentration in the three monitoring points (A) and removal efficiencies (B).

Figure 7 (A) shows total nitrogen (TN) concentration in the three monitoring points, where mean values were 39.9 and 4.4 mg.L⁻¹ for MP1 and MP3, respectively. Figure 7 (B) shows removal efficiency for TN in the MBR system. Average overall TN removal efficiency (from MP1 to MP3) was 95.7%. Fraga et al. (2017) also found TN removal efficiency (93.1%) similar to the present study.

Figure 8 (A) shows total phosphorus (TP) concentration in the three monitoring points, where mean values were 13.5 and 8.5 mg.L⁻¹ for MPs 1 and 3, respectively. Figure 7 (B) shows removal efficiency for TP in the MBR system. The mean global removal efficiency for TP was 53.5%. It must be stated that the removal efficiency for TN and TP is even higher than 95.7% and 53.5%, respectively, since nitrogen (as urea) and phosphorus (as phosphoric acid) were added in the MLSS as nutrient source for bacterial growth.

Moore (2015) reported TP removal efficiency of 60% when studying a MBR applied to the treatment of fruit (and other vegetables) industries, which is higher than the result herein found.

With regard to microbiological content, both total coliform and *E.coli* were absent in both monitoring points (MP1 and MP3). This confirms that sanitary wastewater is not connected to the industrial wastewater stream. Subtil *et al.* (2013), when studying an MBR treating sanitary wastewater found that microbiological content, in terms of total coliform and *E.coli* was compatible with unrestricted urban reuse of the treated wastewater. Therefore, whether these bacteria were present in the industrial wastewater, they are expected to be efficiently removed by the ultrafiltration membranes.

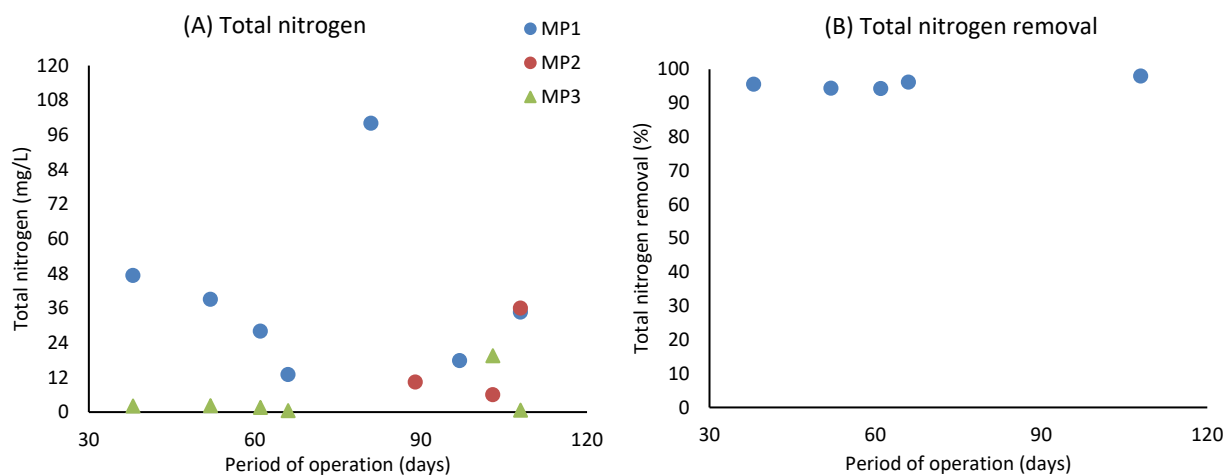


Figure 7. TN concentration in the three monitoring points (A) and removal efficiencies (B).

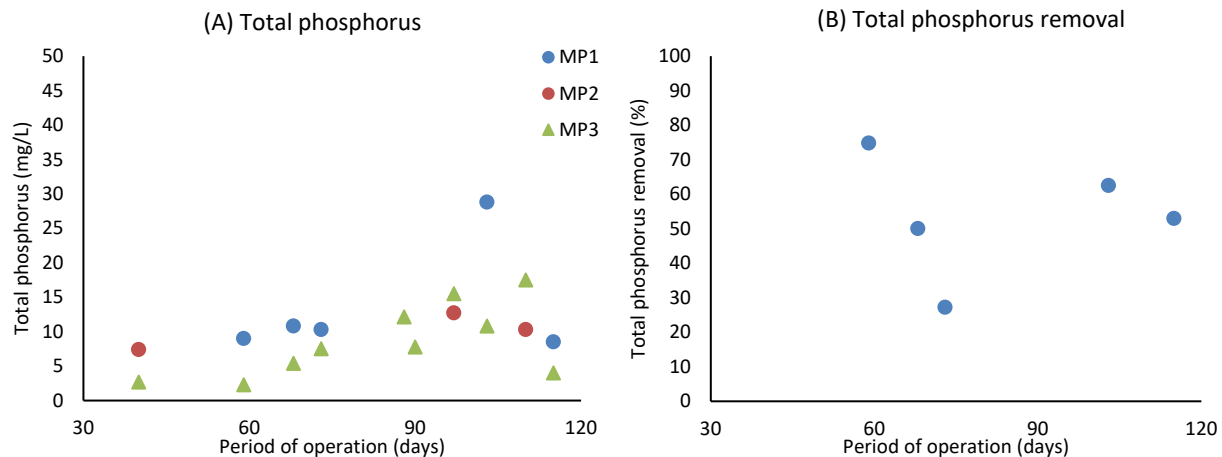


Figure 8. TP concentration in the three monitored points (A) and removal efficiencies (B).

Effluent reuse according to Brazilian standards

Permeate quality attended the recommendation of NBR 13.969 (ABNT, 1997) for reuse in class I (car washing), class II (floor washing, garden watering and ornamental purposes), class III (toilet flushing) and class IV (irrigation of fruit tree, cereals and forage crops) and COEMA Resolution 2/2017 (Ceará, 2017) for all reuse categories (urban reuse, agriculture and forest reuse, environment reuse, industry reuse, aquaculture reuse). Because permeate was absent from both total coliform and *E.coli*, it can be reuse for unrestricted irrigation according to World Health Organization (WHO, 2006). Therefore, permeate produced in the MBR herein reported, can be reuse in a variety of usages, including some in the industry where it was located.

Conclusions

MBR showed to be very efficient on the removal of COD, BOD₅, total nitrogen and total phosphorus from a fruit processing industry wastewater. Removal efficiencies for BOD₅ attended Brazilian legislation for effluent discharge. MBR also showed good resilience, since high efficiencies were maintained regardless the high organic loads.

Permeate quality was found to be in accordance with Brazilian reuse standards recommended in NBR 13.969 (ABNT, 1997) and COEMA Resolution 2 (Ceará, 2017) for a variety of uses, such as: car washing, floor washing, garden watering, ornamental purposes, environmental restoration, toilet flushing, irrigation of fruit tree, cereals and forage crops, aquaculture and industrial uses.

Application of MBR technology can therefore contribute to water saving in the industry herein reported, since the final effluent is suitable for reuse in several common activities in the industrial sector.

Acknowledgments

This article is part of a master dissertation presented at the Postgraduate Program of Civil and Environmental Engineering of Federal University of Paraíba (Brazil) – PPGECAM/UFPB.

Acknowledgments are also due to CNPq (scholarship), FINEP and BMBF for research funding (BRAMAR Project). We also acknowledge the Brazilian National Council for Scientific and Technological Development - CNPq (through funding process 423869/2016-7 - Project Universal) for financial support.

References

- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington D C.
- Andrade, L. H., Motta, G. E., Amaral, M. C. S. (2013) Treatment of dairy wastewater with a membrane bioreactor. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* **30** (4), 759–770. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322013000400008>
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. *NBR 13969*. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 pp.
- Baker, R. W. (2012) *Membrane Technology and applications*. 3ª ed. John Wiley & Sons LTDA. 575 pp.
- Belli, T. J., Bernardelli, J. K. B., Da Costa, R. E., Bassin, J. P., Amaral M. C. S., Lapolli, F. R. (2017) Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor, *Environmental Technology*, **38**(7), 806-815. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1212934>
- Belli, T. J. (2015) *Biorreator à membrana em batelada sequencial para a remoção de nutrientes de esgoto sanitário: desempenho do tratamento, colmatção das membranas e estratégias de otimização*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 275 pp
- Belli, T. J., Amaral, P. A. P., Recio, M. A. L., Vidal. C. M. S., Lapolli, F. R. (2012) Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nutrientes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **17**, 143-154. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000200003>
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente. *Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA*. Resolução Nº 430 de 13/05/2011 (Federal) - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>
- Casani, S., Rouhany, M., Knøchel, S. (2005) A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. *Water Research*, **39**(6), 1134–1146. <https://doi:10.1016/j.watres.2004.12.015>
- Ceará. *Conselho Estadual de Meio Ambiente*. resolução Coema Nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf>
- Da Costa, R. E., Lobo-Recio, M. A., Battistelli, A. A. Comparative study on treatment performance, membrane fouling, and microbial community profile between conventional and hybrid sequencing batch membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Environ Sci Pollut Res*, **25**, 32767–32782. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3248-8>.

- Deowan, S. A., Galiano, F., Hoinkis, J., Johnson, D., Altinkaya, S. A., Gabriele, B., Hilal, N., Drioli, E., Figoli, A. (2016) Novel low-fouling membrane bioreactor (MBR) for industrial wastewater treatment, *Journal of Membrane Science*, **510**, 524–532. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2016.03.002>
- Di Bella, G., Di Trapani, D., Torregrossa, M., Viviani, G. Performance of a MBR pilot plant treating high strength wastewater subject to salinity increase: Analysis of biomass activity and fouling behaviour, *Bioresource Technology*, **147**, 614–618, 2013.
- Fraga, F. A., Garcia, H. A., Hooijmans, C. M., Miguez, D., Brdjanovic, D. (2017) Evaluation of a membrane bioreactor on dairy wastewater treatment and reuse in Uruguay. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **119**, 552–564. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.11.025>
- Grull, D. (2013) Remediação e readequação de sistemas aquáticos superficiais contaminados. IN: Calijuri, M. C., Cunha, D. G. F. (Org.) *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*. 1ª ed. São Paulo, Elsevier. p. 620–641.
- Hao, L. (2014) *Effects of Nutrients Conditions and Solids Retention Time (SRT) on Performance and Membrane Fouling of Aerobic Membrane Bioreactors (MBRs)* Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Lakehead University, Ontário. 122 pp.
- Jordão, E. P.; Pessoa, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*, 6ª. Edição, Rio de Janeiro: ABES, 2011. 994 pp.
- Judd, S. (2016) The status of industrial and municipal effluent treatment with membrane bioreactor technology, *Chemical Engineering Journal*, **305**, 1 December 2016, 37–45. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.141>
- Judd, S. (2006) *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. 1ª ed – Elsevier Ltd, Oxford, UK. 325 pp.
- Khouni, I., Louhichi, G., Ghrabi, A. (2020) Assessing the performances of an aerobic membrane bioreactor for textile wastewater treatment: Influence of dye mass loading rate and biomass concentration. *Process Safety and Environmental Protection*, **135**(March 2020), 364–382. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.01.011>
- Martí-Calatayud, M.C., Heßler, R., Schneider, S., Bohner, C., Yüce, S., Wessling, M., de Sena, R.F., Athayde Júnior, G.B. (2020) Transients of micropollutant removal from high-strength wastewaters in PAC assisted MBR and MBR coupled with high-retention membranes. *Separation and Purification Technology* **246**(September 2020), 116863. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.116863>
- Metcalf, L.; Eddy, H. P. *Tratamento de Efluente e Recuperação de Recursos*. Tradução de Hespanhol, I.; Mierzwa, J. C. - 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980pp.
- Moore, A. W., Zytner, R. G., Chang, S. (2016) Potential Water Reuse for High Strength Fruit and Vegetable Processor Wastewater with an MBR. *Water Environment Research*, **88**(9), 852–870. <https://doi.org/10.2175/106143016X14609975747649>
- Moore, A. (2015) Potential of water reuse for high strength fruit and vegetable processor wastewater by Membrane Bioreactor (MBR) Master of Applied Science in Engineering. The University of Guelph. Ontario. 240pp.
- Mundi, G., Zytner, R. G., Warriner, K. (2017) FRUIT AND VEGETABLE WASH-WATER CHARACTERIZATION, TREATMENT FEASIBILITY STUDY AND DECISION MATRICES. *Canadian Journal of Civil Engineering*, **44**(11), 971–983. <https://doi.org/10.1139/cjce-2017-0214>
- Park, Hee-Deung; Chang, In-Soung; Lee, Kwang-Jin. (2015) Principles of Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment. Boca Raton, Flórida: Taylor & Francis Group, LLC, 2015. 436 pp.
- Pirsaheb M., Mohammad H. D. A. F., Zinadini S., Zinatizadeh A. A., Rahimi M., Vatanpour V. (2019) Fabrication of high-performance antibiofouling ultrafiltration membranes with potential application in membrane bioreactors (MBRs) comprising polyethersulfone (PES) and polycitrate-Alumoxane (PC-A), *Sep. Purif. Technol.*, **211**, 618–627. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.10.041>
- Qiblawey, H., Judd, S. (2019) Industrial effluent treatment with immersed MBRs: treatability and cost. *Water Sci Technol* 15 August 2019; **80**(4): 762–772. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.318>
- Santos, A., Ma, W., Judd, S. (2011) Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation, *Desalination*, **273**(1), 1 June 2011, 148–154. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.063>

- Sawadogo, B., Konaté, Y., Lesage, G., Zaviska, F., Monnot, M., Heran, M., & Karambiri, H. (2018) Brewery wastewater treatment using MBR coupled with nanofiltration or electrodialysis: biomass acclimation and treatment efficiency. *Water Science and Technology*, **77**(11), 2624–2634. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.232>
- Sehar, S., Nasser, H. A. A. (2019) Wastewater treatment of food industries through constructed wetland: a review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **16**, 6453–6472. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02472-7>
- Subtil, E. L., Hespanhol, I., Mierzwa, J. C. (2013) Biorreatores com membranas submersas (BRMs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reúso. *Revista Ambiente & Água*, **8**(3), 129-142. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1230>
- Tekerlekopoulou, A. G., Economou, Ch. N., Tatoulis, T. I., Akratos, C. S., Vayenas, D. V. (2020) *Wastewater treatment and water reuse in the food industry*. Editor(s): Charis Galanakis, The Interaction of Food Industry and Environment, 2020, 245-280, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816449-5.00008-4>
- Viero, A. F. *Avaliação do desempenho de um Biorreator com Membrana submersa para tratamento de efluente*. Tese do Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006. 174 pp.
- WHO – World Health Organization (2006) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater – Volume 1 – Policy and regulatory aspects*. WHO Library, 114 pp.
- Xiao, K., Liang, S., Wang, X., Chen, C., Huang, X. (2019) Current state and challenges of full-scale membrane bioreactor applications: A critical review. *Bioresource Technology*, **271**, January 2019, 473-481. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.061>
- Ziegler, A.S., Mcilroy, S.J., Larsen, P., Albertsen, M., Hansen, A. A., Heinen, N., Nielsen, P. H. (2016) Dynamics of the fouling layer microbial community in a membrane bioreactor. *PLoS ONE*, **11**(7), 1-14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158811>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

THE USE OF ELECTRIC BOATS AND PHOTOVOLTAIC ENERGY AS A GOOD PRACTICE FOR REGIONAL SUSTAINABLE DEVELOPMENT

João Dalton Daibert ^{1,2}
Teófilo Miguel de Souza ¹
* Vassiliki Terezinha Galvão Boulomytis ²
Jéssica Pereira Oliveira ²

Recibido el 26 de mayo de 2020. Aceptado el 25 de mayo de 2021

Abstract

Transportation dynamics are essential for the economic development of the urbanisation process. It also interferes the social distribution pattern and the environmental features of urban areas. Either along inland waterways or coastlines, boats might represent a massive source of clean technology, depending on their source of energy and functional specifications. The electric motor for boats joins the range of propulsion supply of new driving components within the context of electric mobility. The option of feeding it with renewable energy resources meets several actions that have been reviewed: new wetted materials, the use of fossil fuels and mostly the emission of CO₂. Given the assumptions listed, the present study was guided by the use of electric energy produced by photovoltaic cells with favourable results in electric motors. The experimental tests showed that the electric motor could be activated only by photovoltaic panels or have the battery loaded from solar panels. In all the situations the boat movement was similar to the combustion motor. The minimisation of the environmental impact was approached by withdrawing the fossil fuel engines, and the results also corroborated the economic and social use of these boats for transportation, small-scale fishing, sports and sightseeing, representing the blueprint that urban areas intend to achieve in line with the Sustainable Development Goals of the 2030 Agenda.

Keywords: Agenda, regional development, renewable energy, sustainability, transportation modes.

¹ Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá - FEG, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"- UNESP, Guaratinguetá, São Paulo, Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – IFSP, Caraguatatuba, São Paulo, Brasil.

* *Corresponding author:* Departamento de Engenharia Civil, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo – IFSP. Avenida Bahia 1739 - Indaiá, Caraguatatuba, São Paulo. CEP: 11665-071. Brasil. Email: vassiliki@ifsp.edu.br

Introduction

Transportation dynamics involve all sectors from the society: agrochemicals have to be brought to agricultural sites; agricultural products need to be brought to the distribution centres; people need to commute daily to work and study; industrial goods are also relocated to the commercial centres; hospitals also need a means of transportation to keep their operation and transfer patients. Therefore, the transportation consumption has to be compatible with the energy offer. Many rural areas might reckon on traditional transportation systems that depend on animal power, but urban areas intensively use motorised systems, impacting the environment with gas emission.

According to the PBL Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL NEAA, 2016), the world emissions from fossil fuel combustion considering road transport was 5,547 Mt of CO₂ in 2013. Even though the use of biofuel for transportation (fuel ethanol and biodiesel) increased by 4.3 %, CO₂ emissions from the combustion of oil products also increased by 1.6 % in 2015 (British Petroleum, 2016). CO₂ emissions from road transport corresponded to two-thirds of total oil combustion-related emissions (PBL NEAA, 2016).

As reported by the U.S. Energy Information Administration (US EIA, 2015), the total of about 25 % of the world energy consumption is due to transportation of passengers or freight. Light-duty vehicles mostly use motor gasoline, while heavy-duty trucks use diesel fuel, including ethanol and biodiesel blends, respectively. The transportation of people in light-duty vehicles alone consumes more than all freight modes, including heavy trucks, marine, and rail (Figure 1).

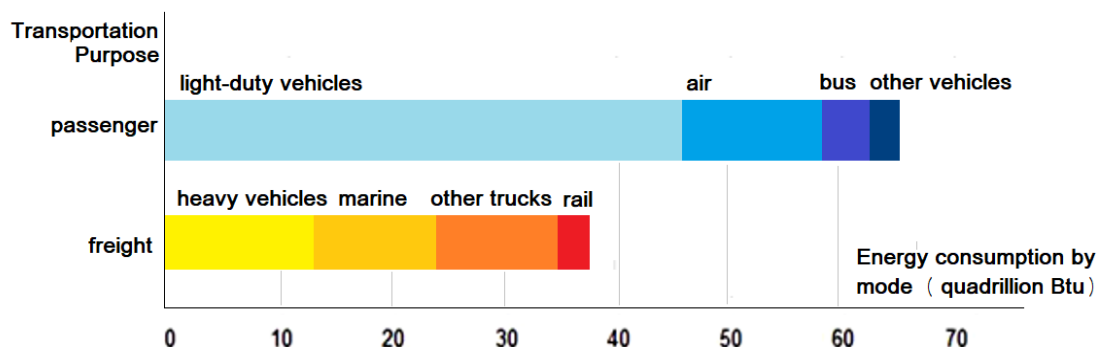


Figure 1. Annual global transportation energy consumption by mode in 2012 in quadrillion British thermal units (Btu). Source: Authors apud US EIA (2015).

Although on-road use is the main responsible for the energy consumption everywhere in the world, there is a significant variation considering the other modes of transportation and their locations. Marine transport in South Korea accounts for 15 % of the country's total transportation energy consumption, while in Australia and New Zealand it corresponds to nearly 20 % of the total energy use (US EIA, 2015) (Figure 2).

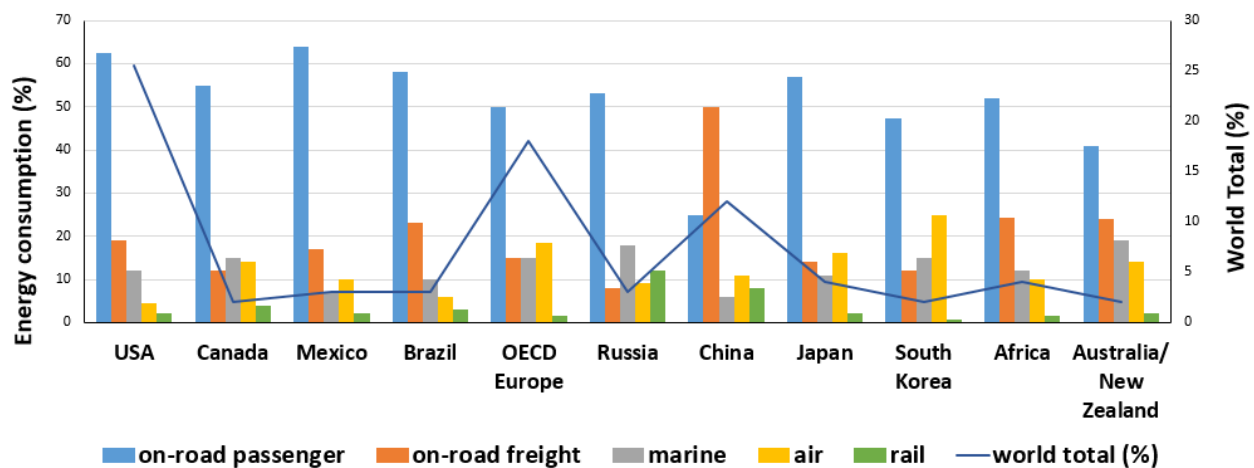


Figure 2. Annual global transportation energy consumption by mode in 2012 for different countries in percentage. Sources: Adapted from US EIA (2015).

In Brazil, the main transportation mode is on road (92 %), accounting for 96 L/1000 tKu of energy consumption. Even with the high potentiality of developing railways and river transportation and low impact on the emission of CO₂, it only represents 2 % of the transportation mode, with a consumption of 5 L/1000 tKu (Campos *et al.*, 2013).

For the Sustainable Development Goals (SDGs) of the 2030 Agenda, the urban infrastructure should be designed taking into consideration the regional potentialities and physical features, together with "safe, affordable, accessible and sustainable transport systems for all" (United Nations, 2015). Thus, the sustainable economic growth of every country depends on the use of sustainable energy services and transport systems (Roşca, 2018; United Nations, 2015).

The energy demand started increasing after the replacement of the workforce by new technologies and methods in agriculture, industry and civil construction, especially in urbanising areas. Initially, energy was achieved from natural sources, such as wind and water, in mills and waterwheels. This energy was not reliable because of random patterns, such as the direction and intensity of the winds and the depth of rainfalls (Batista *et al.*, 2015).

The economic situation of all countries is entirely influenced by the energy supply, where the security to provide it has to be well planned and established by the governmental policies to avoid a collapse in every segment of the society (i.e. infrastructure, commerce, industries, health and educational facilities, and residential areas) (Sharvini *et al.*, 2018).

According to Batista *et al.* (2015), the increase of the energy demand caused the advent of engines that converted thermal energy into mechanical energy. It also lacked reliability due to the fragility of the boilers and little control of the energy output. Thus, technological devices with internal combustion engines started to be applied to obtain energy from burning fossil fuels making the system more reliable. On the other hand, they caused a considerable increase in the emission of gases, bringing disastrous consequences to life worldwide, such as water pollution, air pollution and global warming (Batista *et al.*, 2015). That is why policy makers have been trying to improve the use of renewable uses of energy (Sharvini *et al.*, 2018).

The sun is the largest source of energy in our lives. Despite that, it has not been intensively explored as energy propeller but only as a supplier (Dupczak *et al.*, 2012). The greater use of this source is passive, which maintains the macro and microbalance throughout the solar system, considering the physical, chemical and biological aspects.

The current electrical mobility calls for a new paradigm of propulsion in transportation obtaining energy from renewable sources. That is one of the main applications of solar energy (Das *et al.*, 2015; Kley *et al.*, 2011).

The recent development of materials and processes is enabling the more significant use of solar energy for the propulsion of transport vehicles, such as bicycles, motorcycles, cars, boats, and even buses and trains. There are several advantages for the use of this new propulsion technology for small vessels, including the minimisation of maintenance costs, water pollution, and noise, particularly in urban developments (Batista *et al.*, 2015).

In the current study, the electrical energy produced by photovoltaic cells is used to convert solar radiation into electricity (Das *et al.*, 2015; Postiglione *et al.*, 2012). This study seeks to test the performance of an electric motor to steer boats up to 2 tons (Hofmann *et al.*, 2016; Xiang *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2016). However, the main context is to bring up the discussion about the sustainability beyond the use of these vessels in urban areas targeting the SDGs of the 2030 Agenda.

Material and methods

The experiment was developed in two stages: the static experiment on April 8th, 2016, performed in a water tank, using the apparatus of a motor support, and the dynamic experiment on June 23rd, 2016, by the use of a boat called Mogi Mirim (5.0 m long, 1.28 m wide, 58 kg weight). The navigation was along Paraíba do Sul River near Itaguaçu harbour, in Aparecida, State of São Paulo (Figure 3).

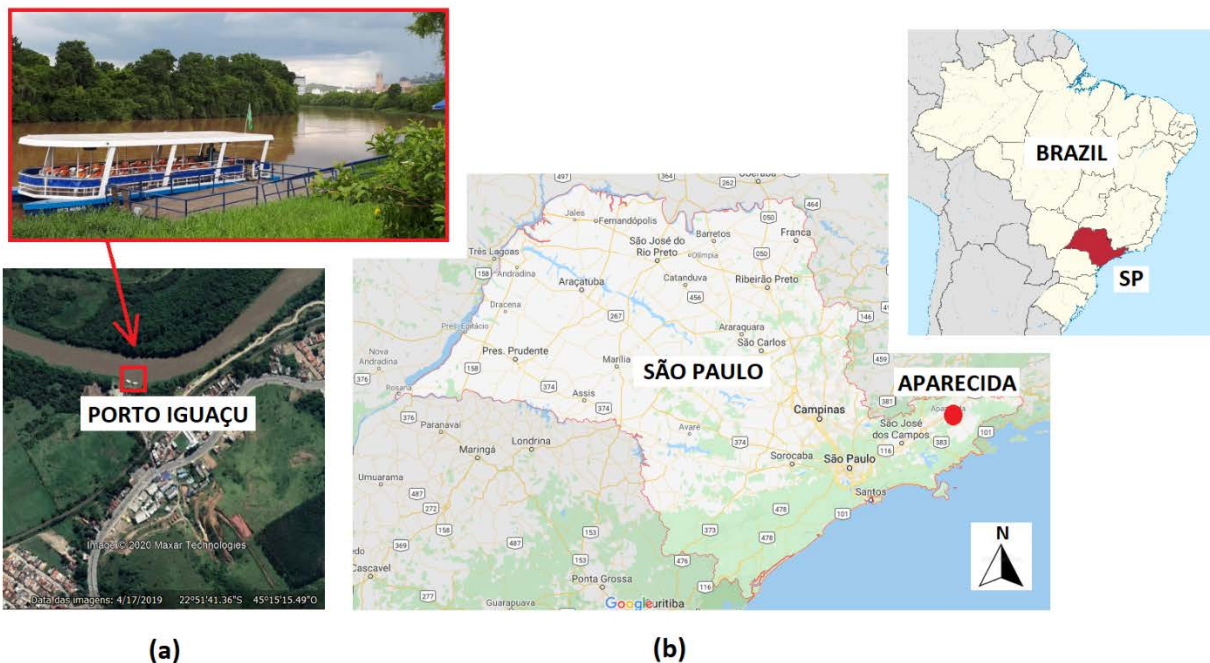


Figure 3. Geographic location of the dynamic experiment study area at (a) Itaguaçu harbour in (b) Aparecida, State of São Paulo, Brazil. Source: Authors.

The electric motor is a Phantom (54 lb) (Figure 4a) and belongs to the Institute of Electrical Mobility of the Faculty of Electrical Engineering at FEG - UNESP. It was adapted to multiple height positions concerning the fixation on the boat (to give a lower or higher depth to the propeller), and to the speed changes that can lead to a lower or higher speed to the boat (where 5 goes straight, and 3 goes reverse).

In the static stage, the energy was supplied by photovoltaic panels, 4 plates, with 120W/18 V each connected in parallel. The multimeter HOMIS performed the measurements of the voltage and current. The INSTRUTHERM MES-100 also measured the solar radiation. The speed was taken in 5 positions, chosen from the control lever of the engine. The movement of the propeller in the water occurred without moving the only load imposed on the engine.

In the dynamic phase, the voltage and current travel speeds of the boat were measured by a standard anemometer, INSTRUTHERM AD-250. The plates previously loaded a battery of 12V/60 Ah. The boat sketch and the photovoltaic panels attached to the boat are shown in Figures 4b and 4c, respectively.

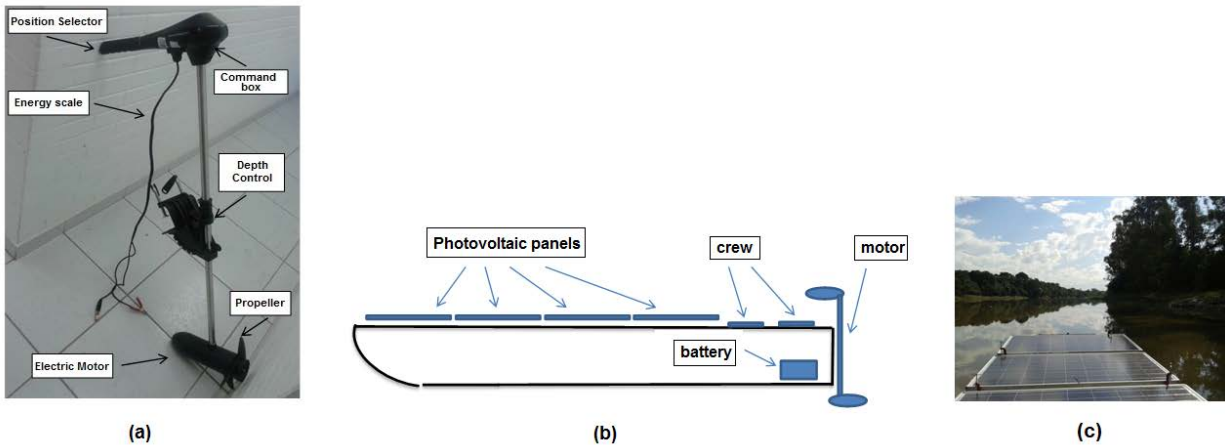


Figure 4. (a) The electric motor used in the experiment, (b) the schematic diagram of the boat, and (c) the photovoltaic panels on top of the boat along the channel. Source: Authors.

Experimental results

The static test was developed at 12.30 pm. It was a sunny day and the solar irradiation was 847 W/m^2 . The most significant power required was in the R3 position. There was a power increase from R1 to R3, but from R3 to R5 the power decreased gradually as the speed increased (as it is shown in Table 1).

Table 1. Data achieved from the static experiment.

N.	Positions	Current (A)	Voltage (V)	Power (W)
1	R0	0	19.03	0
2	R1	10.6	17.12	181.47
3	R2	12.3	16.81	206.76
4	R3	21.5	14.00	301.00
5	R4	23.0	12.85	299.55
6	R5	24.5	7.80	191.10

In the dynamic test, the boat moved upstream by the use of a, electricity-powered engine, which had been produced by photovoltaic panels. The day was cloudy and the solar irradiation was 650 W/m^2 (Table 2). The boat speed was measured by the anemometer. The speeds at R1 and R2 were the same (almost 1.8 km/h), but due to the stream turbulence, the performance of the propeller was affected and there was an increase these speeds.

Table 2. Data achieved from the dynamic experiment.

N.	Time (pm)	Positions	Current (A)	Voltage (V)	Power (W)	Boat speed (km/h)
1	1.25	R0	-	19.66	-	-
2	1.28	R1	12.66	17.27	218.64	1.8
3	1.32	R2	13.12	16.03	210.31	1.8
4	1.36	R3	17.16	9.6	164.74	2.2
5	1.45	R4	15.40	8.4	129.36	2.5
6	1.50	R5	17.26	5.7	98.38	3.6
7	1.54	R5	37.56	12.66	465.51	4
8	2.24	R5	35.68	11.24	401.04	4.3
9	2.26	R5	35.68	11.24	401.04	4.7
10	2.44	R5	32.27	10.91	352.07	4.7

At N. 3, there was a rotation, which increased the speed of N. 4. The maximum speed reached in the upstream area was at N. 6, corresponding to 3.6 km/h . Items N. 7 and N. 8 were against the river flow, while items N. 9 and 10 were according to the river flow. The battery was used to go upstream ($12 \text{ V}/60 \text{ Ah}$). The required power to go upstream (items N. 7 and 8) ranged between 465 W and 401 W , and achieved the speed between 4.0 km/h and 4.3 km/h . When navigating downstream (items N. 9 and 10), the battery had already been used for about 30 minutes to go upstream, but the required power ranged between 401 W and 352 W , achieving the speed of 4.7 km/h . The speed of the stream was measured at 2.45 pm , based on the boat movement, and reached the maximum speed of 4.3 km/h .

During the experiment, the battery voltage dropped from 12.66 V to 10.91 V , showing the loss of 1.75 V in 50 min of continuous operation. This data was obtained by navigating upstream and downstream, out of the stream central line. Accordingly, it is possible to infer that the total exhaustion of a 12 V -battery would occur in 343 minutes (5 hours and 40 minutes approximately).

Sustainability considerations

The damage caused by the use of conventional fossil fuel engines has affected the flora (i.e. algae, plankton and others) which are the food of the fauna, the first of the chain of this aquatic beings range, entirely devastating mangroves. Several pollution sources have already been found on

marine farms, where the fuel sub-products remain, contaminating the water, fish, mussels or other less common. With the water quality impaired and a considerable amount of fuel waste and lubricants, as mentioned earlier, it becomes inadequate for human use.

The acquisition of electric motors still costs more than the conventional fuel engines, due to the use of photovoltaic panels and batteries to accumulate enough power loads, when it is not possible to use the direct solar irradiation. However, when it comes to maintenance cost, electric motors are significantly more advantageous because they have fewer moving parts and require no fuel and lubricating oil.

For human populations that inhabit the surrounding areas of riverbanks, coastlines and lakesides, water with good quality is directly related to these populations welfare. Even noise pollution is reduced when electric boats are used, improving the reproduction of the fauna and the potentiality of fishing activities.

Many government policies have been articulated to stimulate this kind of energy, even for domestic use. Lots of good practices have been implemented in engineering graduate programs when students need to develop projects aiming to enhance the performance of electric boats moved by solar panels. The first solar boat competition, the Solar Splash, was pioneered in Milwaukee, Wisconsin, the USA in 1994. In Europe, the first solar boat racing was launched in Friesland, the Netherlands, in 2004. In 2014, students from high schools also took part in the Young Solar Challenge, also launched in the Netherlands. In 2019, Toronto, Canada, hosted their Solar Sport Race in a World Cup evolving three different classes (Toronto Solar Boat Race, 2019).

Whilst the experimental tests, the minimum speed was similar to the river flow towards downstream. They showed the compatibility of the achieved speed with the operating power using clean energy from photovoltaic panels, even going upstream when there was a higher demand for energy.

Henceforward, the use of this clean technology would minimise the impact caused by motorized vessels using fuel engines, especially for the achievement of the SDGs of the 2030 Agenda. The SDGs that are related to the study proposal are: Goal 6 - Clean water and sanitation for all; Goal 7 - Access to affordable, reliable, sustainable and modern energy; Goal 8 - Sustainable economic growth; Goal 9 - Resilient infrastructure to promote sustainable industrialization and innovation; Goal 11 - Inclusive, safe, resilient and sustainable cities; Goal 13 - Urgent action to combat climate change and its impacts; and, Goal 14 - Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources (United Nations, 2015).

Conclusions

The findings of this study revealed that the use of electric power on boats is feasible for the transportation of passengers and goods. Even for small vessels, similar to the one operated in the experiment, the autonomy would be long enough to make them appropriate to urban waterways. A more significant number of photovoltaic plates installed on top of the roof cover would provide more satisfactory performance and autonomy to the vessel.

It was also possible to conclude that the use of these vessels in urban areas, would minimise the impact of oil fuel on nature, and also the noise pollution effect in fishing areas. When electric power is generated by photovoltaic cells, the results are even more beneficial, as the transportation may count exclusively on clean technology. The use of vessels also minimise the cost of infrastructure implementation and maintenance and maximises the access to public transportation and integrated modes (i.e. bicycles, motorcycles and even larger vehicles transported by vessels). Thus, the use of electric vessels supplied by photovoltaic energy is consistent with some of the 17 SDGs for the fulfilment of the 2030 Agenda.

Acknowledgements

This work was part of the research developed at the Department of Energy of the Faculty of Engineering of Guaratinguetá - FEG, with the collaboration of Department of Civil Engineering of the Federal Institute of Science, Education and Technology of São Paulo - IFSP, Campus Caraguatatuba. The authors would like to acknowledge both institutions for their support.

References

- BP, British Petroleum (2016) *BP Statistical Review of World Energy 2016*. Retrieved September 20, 2018, from: <http://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/statistical-review-of-world-energy.html>
- Batista, F.A.B., Cazangi, H.R., Gehlen, A., Manzoli, A., Ferreira, B.E., Della Tomasi, B.P., Garcez, G.N., Cardoso, J.A., Augusto, M.A., Ogliari, N., Pacheco, N. (2015) Embarcação solar de pequeno porte como objeto de pesquisa para o desenvolvimento e divulgação do uso de tecnologias associadas à energias limpas, *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **4**, 411-430.
- Campos, L.C.H.S., Cunha, C.B., Yoshizaki, H.T.Y., Massara, V.M. (2013) Transporte Rodoviário de carga no Brasil, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, **6**(1), 1-11.
- Das, S., Sadhu, P., Pal, N., Majumdar, G., Mukherjee, S. (2015) Solar Photovoltaic Powered Sailing Boat Using Buck Converter, *International Journal of Power Electronics and Drive Systems*, **6**,129-136.
- Dupczak B., Perin A., Heldwein, M., Cros, M.J. (2012) PMSM and 5-Level CSI based Boat Electrical Propulsion System Efficiency Analysis, *IEEE Vehicle Power and Propulsion Conference - VPPC'12*. South Korea, 538-543.
- Hofmann, J., Guan, D., Chalvatzis, K., Huo, H. (2016) Assessment of electrical vehicles as a successful driver for reducing CO₂ emissions in China, *Applied Energy*, **184**(15), 995-1003.
- Kley, F., Lerch, C., Dallinger, D. (2011) New Business models for electric cars – A holistic approach, *Energy policy*, **39**(6), 3392-3403.

- PBL NEAA, PBL Netherlands Environmental Assessment Agency (2016) *Trends in global CO₂ emissions: 2016 Report*. European Commission, Joint Research Centre, Directorate Energy, Transport & Climate. PBL publication number: 2315.
- Postiglione C.S., Collier D.A.F., Dupczak B.S., Heldwein M.L., Perin A.J. (2012) Propulsion system for an all electric passenger boat employing permanent magnet synchronous motors and modern power electronics, *2012 Electrical Systems for Aircraft, Railway and Ship Propulsion*, Bologna, Italy, 1-6.
- Roşca V.I. (2018) Too young to drive? The impact of age and generational cohorts on motorization in Europe, *Theoretical and Empirical Researches in Urban Management*, **13**(2), 53-64.
- Sharvini, S.R. Noor, Z.Z., Chong, C.S., Stringer, L.C., Yusuf, R.O. (2018) Energy consumption trends and their linkages with renewable energy policies in East and Southeast Asian countries: Challenges and opportunities, *Sustainable Environment Research*, **28**, 257-266.
- Toronto Solar Boat race (2019) *A brief history of solar boat racing*. Retrieved April 20, 2020, from: <http://torontosolarboat.com/solar-boat-racing/>
- UN, United Nations (2015) *Sustainable Development Goals*. Retrieved August 10, 2018, from: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>
- US EIA, U.S. Energy Information Administration (2015) *Component Design Report: International Transportation Energy Demand Determinants (ITEDD-2015) model estimates*. Retrieved September 14, 2018, from: https://www.eia.gov/outlooks/ieo/weps/documentation/pdf/cdr_transdemand.pdf
- Xiang Y., Liu, J., Li, R., Li, F., Gu, Tang, S. (2016) Economic planning of electric vehicle charging stations considering traffic constraints and load profile templates, *Applied Energy*, **178**(15), 647-659.
- Zhang, Z., Zhang, X., Chen, W., Rasim, Y., Salman, W., Pan, H., Yuan, Y., Wang, C. (2016) A high-efficiency energy regenerative shock absorber using supercapacitors for renewable energy applications in range extended electric vehicle, *Applied Energy*, **178**(15), 177-188.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DO PERFIL ESPACIAL E POTENCIAL ENERGÉTICO DO METANO DISSOLVIDO EM REATOR UASB OPERANDO EM ESCALA PLENA

* Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa¹
Bárbara Zanicotti Leite Ross¹
André Luiz de Faria¹

EVALUATION OF THE SPATIAL PROFILE AND ENERGY POTENTIAL OF DISSOLVED METHANE IN FULL-SCALE UASB REACTOR

Recibido el 28 de mayo de 2020. Aceptado el 19 de octubre de 2020

Abstract

The anaerobic reactors, such as UASB reactors, are widely used in Brazil and require adequate management of sludge, scum and biogas that are the by-products of UASB. A portion of the gases generated in anaerobic treatment may remain dissolved in the liquid. The present work aimed to evaluate the content and energy potential of dissolved methane in the effluent of a full scale UASB reactor, along the height of the reactor. The results obtained allowed to conclude that the dissolved methane concentration inside the reactor is variable and increases with the effluent sampling depth, the determined average concentration of 11.04 ± 1.93 mg / L at the top of the reactor and 13.93 ± 1.32 mg / L at the bottom of the reactor. Furthermore, the standart deviations between experimental and simulation results of dissolved methane in the effluent are 50%. The energy from biogas and dissolved methane recovered from the UASB effluent is a feasible and sustainable alternative because it allows 553 homes to be supplied, or 34% of the ETE's energy needs to be met.

Keywords: dissolved methane, energy potential, UASB reactor.

¹ Gerência de Pesquisa e Inovação Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR, Brasil.

* *Autor correspondente:* Companhia de Saneamento do Paraná, Gerência de Pesquisa e Inovação. Rua Engenheiro Antonio Batista Ribas, 151 – Tarumã, Curitiba, Paraná. CEP 82800-130 Brasil. Email: janainaogc@sanepar.com.br

Resumo

Os reatores anaeróbios, tais como os reatores UASB, são amplamente utilizados no Brasil e requerem o gerenciamento adequado do lodo, espuma e biogás que são os subprodutos do tratamento de esgotos nesse tipo de reator. Uma parcela dos gases gerados no tratamento anaeróbio pode permanecer dissolvida no líquido. Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a concentração e o potencial energético do metano dissolvido em efluente de reator UASB operando em escala plena, ao longo da altura do reator. Por meio dos resultados obtidos foi possível concluir que a concentração de metano dissolvido no interior do reator é variável e aumenta quanto maior for a profundidade de coleta do efluente, sendo a concentração média determinada de 11.04 ± 1.93 mg/L no topo do reator e de 13.93 ± 1.32 mg/L no fundo do reator. Ainda, os desvios entre resultados experimentais e de simulação de metano dissolvido no efluente teóricos foram em média de 50%. O aproveitamento energético do biogás e do metano dissolvido recuperado do efluente de UASB é uma alternativa factível e sustentável, pois permite que 553 residências sejam abastecidas ou, ainda, que 34% da necessidade energética da ETE sejam supridas.

Palavras chave: metano dissolvido, potencial energético, reator UASB.

Introdução

Os reatores anaeróbios de manta de lodo possuem grande atuação no tratamento de esgoto no Brasil, devido às favoráveis condições operacionais. A utilização dos sistemas anaeróbios possui diversas vantagens em relação aos processos aeróbios, tais como o baixo consumo de energia, baixo custo de implantação, baixa produção de sólidos, dentre outras características, contudo, a utilização destes sistemas apresenta também características desfavoráveis como a remoção insatisfatória de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos (CHERNICHARO, 2011).

De acordo com Molloy (2005) e Souza *et al.* (2012), com a utilização de sistemas anaeróbios obtém-se alguns subprodutos, dentre eles o lodo, que após ser tratado pode ser utilizado como condicionador de solo e o biogás que pode ser utilizado como combustível e geração de energia. Park *et al.* (2014) descreve que entre os gases que compõe o biogás, tem-se o metano e o gás sulfídrico, sendo o primeiro responsável pelo potencial energético do biogás e o segundo, um dos principais geradores de maus odores nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs).

Sedundo Caicedo (2014), uma parcela dos gases gerados no tratamento anaeróbio pode permanecer dissolvida no líquido e tal fato ocorre devido ao fenômeno de solubilidade líquido-gás. A solubilidade de um gás depende principalmente da natureza do gás, da composição do líquido, da temperatura, da pressão, do pH e das possíveis impurezas contidas no líquido. Há uma correlação linear entre a solubilidade do metano e a pressão parcial do gás em diferentes temperaturas, assim, quanto maior a pressão parcial maior a concentração de metano dissolvido no efluente.

Nelting (2016) relata em seus estudos que a pressão parcial de metano acima do compartimento de decantação influencia na quantidade de metano dissolvido no efluente. As medições em escala laboratorial mostraram que a cobertura dos reatores influencia na quantidade de metano dissolvido, sendo que em um reator UASB aberto a concentração de metano dissolvido é em média 20% menor do que em um reator coberto, à mesma temperatura e com o mesmo tempo de retenção hidráulica.

Souza *et al.* (2012) evidencia que o gás metano que não é direcionado à câmara de gás pode estar presente na forma dissolvida na massa líquida do efluente do UASB e na condição de supersaturação pode apresentar uma concentração na ordem de 19.8 mg/L. Ainda, segundo Nelting *et al.* (2017) quanto maior a profundidade de coleta do efluente no interior do reator anaeróbio maior a concentração de metano dissolvido.

Adicionalmente, nas observações realizadas por Souza *et al.* (2012) em reatores tipo UASB com tratamento e esgoto doméstico em escala plena foi confirmado que entre a zona de decantação e canaleta de saída do efluente há o desprendimento de 40% do metano que estava dissolvido no efluente de saída do reator anaeróbio e tal fato se deve ao turbilhonamento causado nos vertedores.

A presença de biogás dissolvido no efluente líquido de reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico tem sido uma problemática recorrente, que impacta no aproveitamento dos gases de potencial energético (metano em altas concentrações), no controle dos gases de efeito estufa (metano fugitivo em baixas concentrações) e os odorantes (sulfeto de hidrogênio) (BANDARA *et al.*, 2011; SANTO, 2017). De acordo com Caicedo (2014), é essencial que a concentração de metano dissolvido seja mensurada para estimar as emissões de biogás em ETEs e, também, para mensurar as perdas de potencial energético e direcionar tomadas de decisão para minimizar/eliminar sua ocorrência.

Os objetivos desse trabalho foram de avaliar a concentração de metano dissolvido em diferentes profundidades no compartimento de decantação de um reator UASB em escala plena visando determinar o ponto ótimo de coleta de efluente para futuras instalações de sistemas de recuperação de metano dissolvido. Também, realizar a comparação entre os valores medidos e estimados teoricamente de metano dissolvido em efluentes e determinar o potencial energético desta parcela do gás.

Material e métodos

O experimento foi realizado ao longo de 24 horas em um dos seis reatores UASB, de uma ETE de grande porte localizada na cidade de Curitiba-PR com capacidade de tratamento de 440 L/s.

Amostragem

As coletas foram realizadas em duplicata às 0, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20 e 22 horas sendo que a coleta do efluente ocorreu em um dos reatores UASB da ETE com detenção de 8 horas a quatro profundidades diferentes 0.0; 0.5; 1.0 e 1.5 m da zona de decantação do reator (Figura 1). Visando minimizar e evitar as perdas de metano dissolvido no processo de amostragem, as amostras foram retiradas utilizando uma bomba portátil para extração de líquidos com tambor em plástico e êmbolo (tipo seringa). A vazão da ETE foi monitorada com medidor ultrassônico e foram realizadas análises de DQO no afluente e efluente em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* APHA et al. (2012).

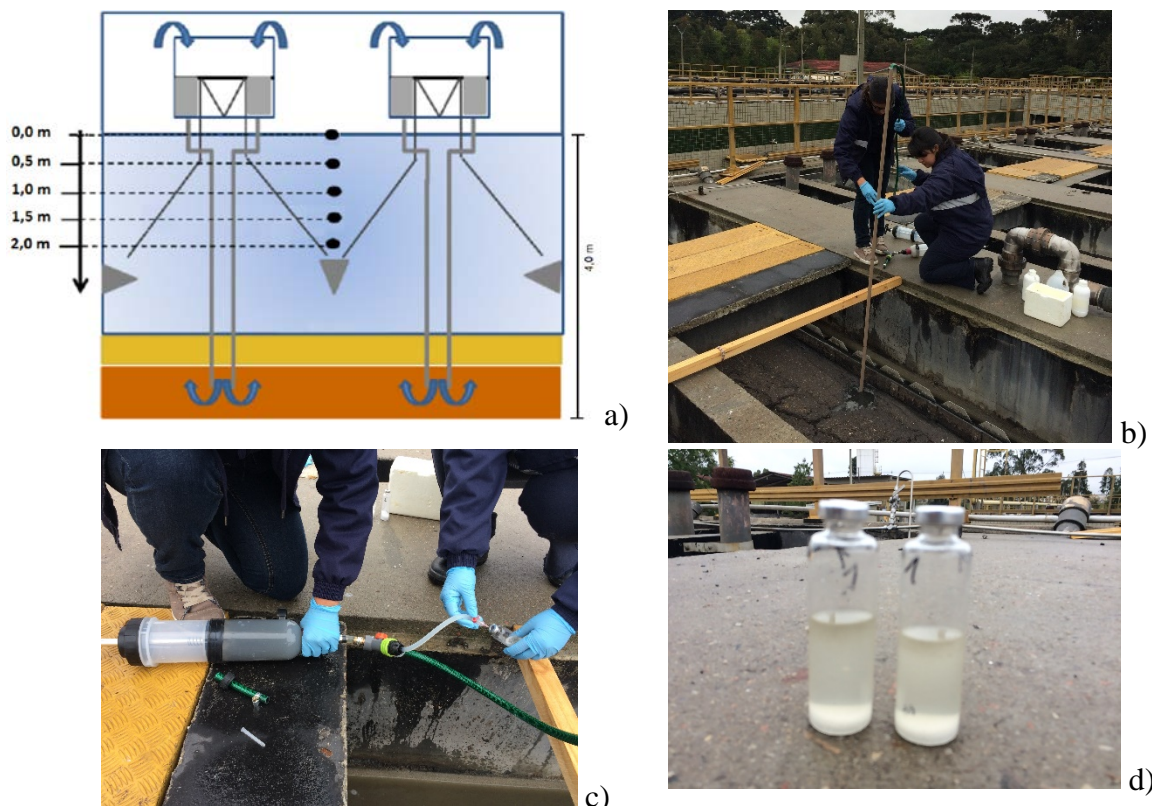


Figura 1. Desenho esquemático dos ponto de coleta de efluente (a), coleta do efluente em profundidade (b), transferência da amostra para o frasco de *head space* e frasco contendo amostra e NaCl (d).

Métodos Analíticos

As concentrações de CH_4 dissolvido foram monitoradas por meio da técnica de cromatografia gasosa de alta resolução, empregando um amostrador automático com *headspace*. As amostras foram previamente preparadas utilizando o método *salting out*. Para tanto, doze gramas de NaCl

foram colocados em frascos de *headspace*, com posterior fechamento à vácuo, sendo a massa da amostra mensurada em uma balança analítica. Adicionaram-se 10 ml de efluente a cada frasco para as análises.

Após a coleta das amostras, os frascos foram vigorosamente agitados manualmente por três minutos e mantidos sob refrigeração até o momento da análise. Antes da análise do gás, as amostras foram mantidas em uma incubadora até a temperatura de aproximadamente 25 ° C. Uma amostra de gás (0.15 mL) foi retirada por meio de seringa do *headspace* de cada frasco e analisada usando um cromatógrafo de gás Shimadzu GC-2014 (Shimadzu Deutschland GmbH, Duisburg, Alemanha) com hélio (99.999%) como gás de arraste e uma taxa de 27 mL min⁻¹ (CAICEDO, 2014).

Cálculos

As concentrações teóricas de CH₄ dissolvido foram calculadas de acordo com o modelo matemático de estimativa de produção de biogás proposto por Lobato (2011) que segue apresentado nas equações 1 e 2.

$$Q_{L-CH_4} = Q_{méd} \times p_L \times f_{CH_4} \times \left[\frac{R \times (273+T)}{P \times K_{DQO}} \right] \quad \text{Equação (1)}$$

$$p_L = \frac{\%CH_4}{100} \times K_h \times f_s \quad \text{Equação (2)}$$

Onde

$Q_{méd}$ = vazão média de esgoto (m³/d);

Q_{L-CH_4} = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (m³/d);

f_{CH_4} = fator de conversão de massa de metano em massa de DQO (coeficiente estequiométrico 4kgDQO/kgCH₄);

p_L = perda de metano na fase líquida, dissolvido no efluente (kg/m³);

K_h = constante de Henry (mg/L.atm);

f_s = fator de supersaturação de CH₄ na fase líquida;

P = pressão atmosférica (1 atm);

K_{DQO} = DQO correspondente a um mol de CH₄ (0.064 kgDQO/mol);

R = constante dos gases (0.08206 atm.L/mol.K);

T = temperatura operacional do reator (K).

A estimativa do potencial energético disponível do metano também foi calculada de acordo com o modelo matemático proposto por Lobato (2011), conforme equação 3.

$$PE_{CH_4} = Q_{N-CH_4} \times E_{CH_4} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde

PE_{CH_4} = potencial energético disponível (MJ/d);

Q_{N-CH_4} = vazão normalizada de metano (Nm³/d);

E_{CH_4} = energia calorífica decorrente da combustão do metano (35.9 MJ/Nm³).

Análises estatísticas

Os resultados das análises foram tratados estatisticamente no programa estatístico Minitab® 18, considerando-se um nível de confiança de 95%.

Resultados e discussões

Os perfis de DQO afluente e efluente estão dispostos na Figura 2 e demonstram que a DQO afluente foi em média igual a 571.29 ± 190.45 mg/L e a DQO efluente foi em média igual a 277.67 ± 50.26 mg/L. A eficiência de remoção de DQO foi de 60% e, tal fato, evidencia que os reatores operaram de modo satisfatório, uma vez que esse valor está próximo do indicado por Chernicharo (2011), o qual indica que a eficiência média de remoção de DQO em reatores anaeróbios varia tipicamente entre 55 e 75%.

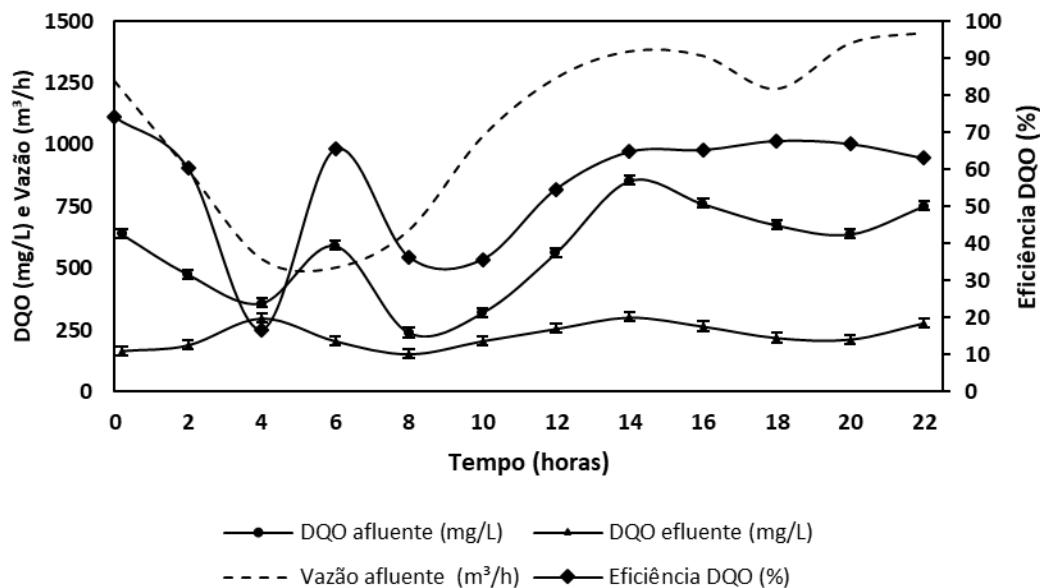


Figura 2. Monitoramento de vazão afluente da ETE e DQO afluente e efluente.

Na Figura 3 estão apresentados os resultados obtidos para a concentração de metano dissolvido ao longo da profundidade do reator anaeróbio. Deste modo foi possível observar a tendência das medições, ou seja, a concentração de metano dissolvido é mais elevada ao nível do separados trifásico, ou seja, na maior profundidade e diminui ao longo da altura do compartimento de decantação, ou seja, mais próximo da superfície. O referido comportamento está de acordo com o descrito por Nelting *et al.* (2017) onde quanto maior a profundidade de coleta do efluente no interior do reator anaeróbio maior a concentração de metano dissolvido. Portanto, de acordo com as medições, o ponto ótimo de coleta

de efluente para futuras instalações de sistemas de recuperação de metano dissolvido se encontra ao nível do separador trifásico, ou seja, a 1.5 metros de profundidade. Ainda, considerando a mediana de todas as medições, pode-se resumir que aproximadamente 18% do metano dissolvido é perdido dentro do compartimento de decantação.

As concentrações calculadas e medidas de metano dissolvido ao longo de 24 horas no compartimento de decantação do reator estão representadas na Figura 4.

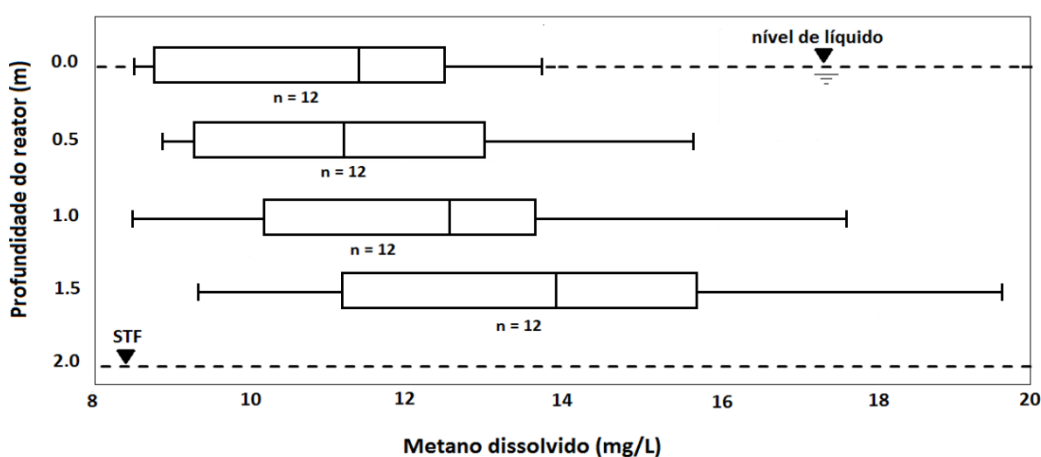


Figura 3. Concentrações de metano dissolvido em função da profundidade de coleta do efluente. n = número de amostras; STF – separador trifásico.

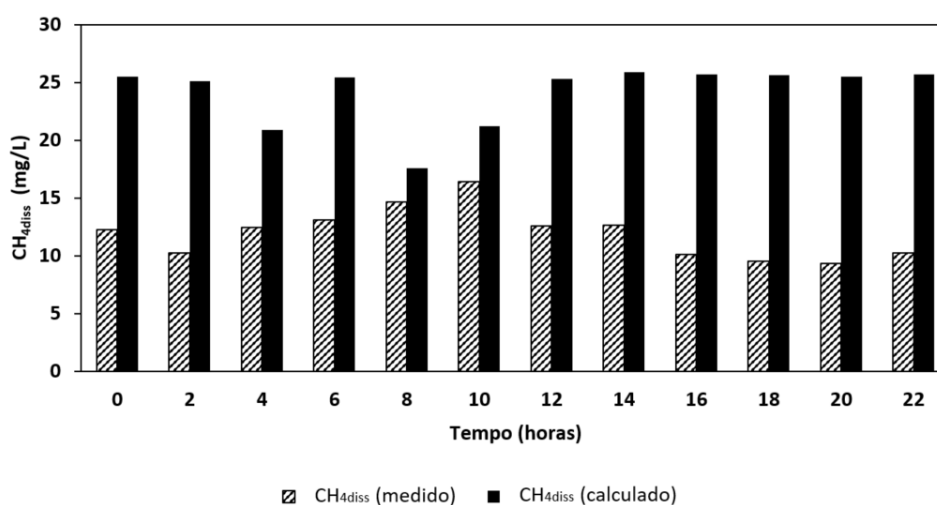


Figura 4. Concentrações calculadas e medidas de metano dissolvido ao longo de 24 horas no compartimento de decantação do reator UASB.

O teor médio de metano dissolvido foi de 11.95 ± 2.08 mg/L e este valor está próximo do indicado por Nelting *et al.* (2017), o qual indica que em efluentes o teor de metano dissolvido está entre 13 e 27 mg/L. De uma forma geral, os desvios entre resultados experimentais e de simulação foram altos, em média de 50%. As diferenças entre os resultados podem ter diversas fontes, como por exemplo: modelo proposto pode não representa adequadamente o processo experimental, como condições de contorno adotadas de temperatura, pressão e tratabilidade do esgoto. Ainda, tais incompatibilidades teóricas e práticas podem ocorrer devido aos resultados experimentais diferirem dos valores reais das grandezas observadas devido a possíveis erros experimentais, ou ainda se há algum problema desconhecido no processo.

A ETE apresenta um potencial energético proveniente do biogás de 4857 kWh/d e do metano dissolvido de 3459 kWh/d. Desta forma, se o biogás e o metano dissolvido recuperado, após purificação, forem destinados à um grupo motogerador com 35% de eficiência é possível ocorrer a geração de energia elétrica na ordem de 2910 kWh/d. A energia elétrica proveniente do aproveitamento energético do biogás e do metano dissolvido são suficientes para abastecer 553 residências ou, ainda, suprir 34% da necessidade energética da ETE. Portanto, diante do exposto entende-se que o aproveitamento energético do biogás e a recuperação e aproveitamento do metano dissolvido do efluente dos reatores UASB é uma alternativa factível e sustentável.

Conclusões

Por meio dos resultados obtidos foi possível concluir que, ao longo de 24 horas, a concentração de metano dissolvido no interior do reator do tipo UASB é variável, quanto maior a profundidade de coleta do efluente no interior do reator anaeróbio maior a concentração de metano dissolvido. Portanto, de acordo com as medições, o ponto ótimo de coleta de efluente para futuras instalações de sistemas de recuperação de metano dissolvido se encontra ao nível do separador trifásico, ou seja, a 1,5 metros de profundidade. Ainda, os desvios entre resultados experimentais e de simulação de metano dissolvido no efluente foram em média de 50%, indicando uma necessidade de atualização do modelo. O aproveitamento energético do biogás e do metano dissolvido recuperado do efluente de UASB é uma alternativa factível e sustentável, pois permite que 553 residências sejam abastecidas ou, ainda, que 34% da necessidade energética da ETE sejam supridas.

Agradecimentos

Os autores agradecem a grande contribuição dos colaboradores da Gerência de Pesquisa e Inovação (GPIN) e da Gerência de Tratamento de Esgotos (GTESG) da Sanepar na execução dessa pesquisa. Estendemos nossos agradecimentos ao grupo de pesquisas do INCT – ETEs Sustentáveis pela divulgação de conhecimentos valiosos.

Referências bibliográficas

- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard methods for examination of water and wastewater*, 22th ed., Washington, DC, USA, 1504 pp
- Bandara, W.M., Satoh, H., Sasakawa, M., Nakahara, Y., Takahashi, M., Okabe S. (2011). Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane, *Water Research*, **45**(11), 3533-3540.
- Caicedo, C. (2014) *Quantification of dissolved methane in different anaerobic systems treating domestic wastewater*, Tese de Mestrado, Institute of Water Quality and Waste Management, Universität Hannover, Hannover, 100 pp.
- Chernicharo, C.A.L. (2011) *Reatores Anaeróbios*. 2ª ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 380 pp.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2007) *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Geneva, Switzerland, 104 pp
- Lobato, L. C. S. (2011) *Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgotos domésticos*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 184 pp.
- Molloy, R., McLaughlin, M., Warne, M., Hamon, R., Kookana, R., Saison, C. (2005) *Background and scope for establishing a list of prohibited substances and guideline limits for levels of contaminants in fertilizers*, Austrália, 58 pp.
- Nelting, K. (2016) *Prozessanalyse und Bemessung großtechnischer UASB-Reaktoren zur Kommunalabwasserbehandlung*. Tese de Mestrado. Institute of Water Quality and Waste Management, Universität Hannover, Hannover, 116 pp.
- Nelting, K., Trautmann, N., Caicedo, C., Weichgreb, D., Rosenwinkel, K. H., Costa, F. J. O. G., Possetti, G. R. C. (2017) Constraints on the dissolved methane in the effluent of full scale municipal UASB reactors, *The 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies*, Florianópolis, Brasil.
- Park, K., Lee, H., Phelan, S., Liyanaarachchi, S., Marleni, N., Navaratna, D., Jegatheesan, V., Shu, L. (2014) Mitigation Strategies of Hydrogen Sulphide Emission in Sewer Networks. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **95**(A), 251-252.
- Santo, B. C. E. (2017) *Avaliação de câmara de dessorção de metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluentes de reatores uasb tratando esgoto doméstico*. Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 131 pp.
- Souza, C., Chernicharo, C., Melo, G. (2012) Methane and hydrogen sulfide emissions in UASB reactors treating domestic wastewater. *Water Science & Technology*, **65**(7), 1229-1237.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MEDIÇÕES DE GÁS SULFÍDRICO E METANO EM TAMPAS DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

* Fernanda Janaína Oliveira Gomes da Costa¹
Bárbara Zanicotti Leite Ross¹
Luiz Gustavo Wagner¹

MEASURES OF SULPHYDRIC AND METHANE GAS IN UASB REACTOR COVERS TREATING DOMESTIC WASTEWATER

Recibido el 28 de mayo de 2020. Aceptado el 4 de junio de 2021

Abstract

In wastewater treatment plants (WWTP) gases are formed due to the operating conditions and processes adopted. In this context, fugitive emissions of gases in UASB reactors can occur mainly due to leakage in inspection caps, biogas line, cracks and micro-cracks in concrete. In order to evaluate the gas retention efficiency of UASB reactor caps and to guide the actions of mitigating bad odors, measurements of the concentration of hydrogen sulfide and methane gas were performed in two cover models used in reactors treating domestic wastewater. As a result the pressure closure device for retaining the glass fiber reinforced plastic (PRFV) cap, reached efficiency of 94.0% for CH₄ and 96.9% for H₂S. Already the iron caps promoted the tightness of the gas chamber in the reactor, being identified only a fugitive emission point in one of the caps where there is the need to adjust the closure (adjustment in the anchorage of the screws).

Keywords: UASB, hydrogen sulfide, methane gas, caps.

¹ Gerência de Pesquisa e Inovação, Companhia de Saneamento do Paraná - Sanepar /Brasil.

* *Autor correspondente:* Companhia de Saneamento do Paraná, Gerência de Pesquisa e Inovação. Rua Engenheiro Antonio Batista Ribas, 151 – Tarumã, Curitiba, Paraná. CEP 82800-130 Brasil. Email: janainaogc@sanepar.com.br

Resumo

Nas Estações de tratamento de esgoto (ETEs) há formação de gases em função das condições operacionais e dos processos adotados. Neste contexto podem existir emissões fugitivas dos gases nos reatores UASB que ocorrem principalmente devido a vazamentos nas tampas de inspeção, na linha de biogás, fissuras e microfissuras no concreto. Com o objetivo de se avaliar a eficiência na retenção de gases das tampas de reatores UASB e orientar as ações de mitigação de maus odores, foram realizadas medições da concentração de gás sulfídrico e metano em dois modelos de tampas utilizadas em reatores tratando esgoto doméstico. Como resultados, o dispositivo de fechamento por pressão para retenção de tampa de plástico reforçado com fibra de vidro (PRFV) apresentou eficiência de 94.0% para CH₄ e de 96.9% para H₂S. Já as tampas de ferro fundido nodular promoveram a estanqueidade da câmara de gás no reator, sendo somente identificado um ponto de emissão fugitiva em uma das tampas onde houve a necessidade de ajuste do fechamento (regulagem na fixação dos parafusos).

Palavras chave: UASB, gás sulfídrico, gás metano, tampas.

Introdução

Nas Estações de tratamento de esgoto (ETEs) há uma grande formação de gases odorantes em função das condições operacionais e dos processos adotados (Liliamtis e Mancuso, 2005). Contudo, a liberação de odores provoca impactos sobre a população local e conseqüentemente são necessárias medidas para evitar e amenizar a formação destes gases durante o tratamento (Muñoz *et al.*, 2010).

O biogás é um subproduto do processo de tratamento de esgoto doméstico em reatores anaeróbios. Trata-se de uma mistura gasosa composta por diversas substâncias, dentre elas: o metano, um gás inflamável e indutor do efeito estufa; e, o sulfeto de hidrogênio, quando em elevadas concentrações é tóxico as plantas, animais e prejudicial à saúde humana, possui cheiro similar ao ovo podre e é incolor (Chen *et al.*, 2011).

O gás sulfídrico começa a ser perceptível para população em concentrações acima de 0.0001 ppm, porém, quando suas concentrações são superiores à 0.5 ppm possui um cheiro desagradável e pode causar irritações e náuseas, quando atinge concentrações de 10 ppm. Quando as concentrações ultrapassam 50 ppm podem ocorrer lesões oculares e respiratórias (Park *et al.*, 2014).

As emissões fugitivas nos reatores anaeróbios ocorrem pela liberação de gases para a atmosfera de forma difusa e sem medidas de controle (Brandt *et al.*, 2018). Segundo Souza *et al.* (2011) e Nelting *et al.* (2017), o biogás constitui grande parcela desses gases fugitivos devido à sua baixa solubilidade em água, causando supersaturação de CH₄ e H₂S na fase líquida. As emissões fugitivas de biogás nos reatores UASB ocorrem principalmente devido a vazamentos nas tampas de inspeção, na linha de biogás, em fissuras e microfissuras no concreto. Esses vazamentos estão

frequentemente ligados a problemas de projeto e de construção, a escolha e uso de materiais inadequados, defeitos devido a corrosão em estruturas e tubulações e falta de estanqueidade nas câmaras de gás dos separadores trifásicos dos reatores (Possetti *et al.*, 2018).

As tampas de inspeção dos reatores, se não são feitas e utilizadas corretamente, podem não assegurar o isolamento da câmara de gás. As tampas são tipicamente concebidas em concreto ou em plástico reforçado em fibra de vidro (PRFV), sendo estas envoltas por uma membrana em etileno propileno dieno manômero (EPDM). A instalação irregular dessa camada de EPDM ou até mesmo a exposição das tampas ao tempo, podem causar ondulações ou curvaturas no material, comprometendo a eficiência de vedação. Outro fator que pode prejudicar a estanqueidade de gases é a possível corrosão do concreto próximo às tampas de inspeção, que possibilita a passagem de gás no entorno das tampas (Possetti *et al.*, 2018).

A redução da emissão de gases pode ser realizada através de diferentes métodos, físicos, químicos e biológicos, e para se ter um maior controle do processo e dos pontos de maior concentração faz-se necessário a realização do monitoramento do local (Cheng *et al.*, 2009).

Com o objetivo de se avaliar a eficiência na retenção de gases das tampas de reatores UASB e orientar as ações de mitigação de maus odores, foram realizadas medições da concentração de gás sulfídrico e metano em dois modelos de tampa utilizadas em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

Metodologia

A ETE avaliada nesse estudo foi implantada em 1995, tendo sido construído um reator UASB com capacidade para tratar 70 L/s, como principal unidade de tratamento. Localizada na bacia do Rio Iguazu na cidade de Araucária, Estado do Paraná – Brasil, a mesma foi ampliada em 2015, recebendo um segundo reator UASB o que permitiu alcançar a vazão média de 140 L/s a ser distribuída nos dois reatores UASBs.

No ano de 2015 o reator novo previsto na ampliação entrou em operação e em sequência o reator antigo foi reabilitado e melhorias foram instaladas. A laje superior do reator foi refeita, tendo sido instaladas calhas para remoção de espuma, impermeabilização do concreto acima do nível d'água e tampas de ferro fundido nodular foram instaladas nas canaletas da câmara de gás, enquanto que as canaletas da área de decantação receberam tampas com estrutura de alumínio e cobertura plástica (Figura 2a). Enquanto que o reator novo possui tampas de PRFV com vedação de borracha na superfície do gasômetro e tampas de plástico com estrutura em alumínio nas canaletas de decantação (Figura 2b).



Figura 1. Foto aérea da Estação de Tratamento de Esgotos em Araucária. *Fonte: própria.*

A primeira visita técnica à planta proporcionou a elaboração de um diagnóstico da situação inicial dos dois reatores, em seguida, foram realizadas diversas medições da concentração dos gases em campo para acompanhamento e determinação do benefício obtido com a aplicação de medidas de melhoria para a contenção de gases.

As medições dos gases de emissão fugitiva foram periódicas e realizadas com os aparelhos: JEROME 631-X (Instrumentos do Arizona, EUA) com limite de detecção de 0.003 a 50 ppm, o detector de gases GasAlert Micro 5 (BW Technologies) com limite de detecção de 0 a 100 ppm, ambos para gás sulfídrico, e o detector MULTITEC 545 (Hermann Sewerin GmbH) com faixa de medição de H₂S de 0 a 5000 ppm, CH₄ de 0 a 100% v/v, CO₂ de 0 a 100% v/v, O₂ de 0 a 25% v/v e CO de 0 a 500 pmm (Figura 3).



a) Reator Antigo com tampas de ferro fundido nodular no gasômetro e tampas de plástico com estrutura em alumínio nas canaletas de decantação



b) Reator Novo com tampas de PRFV com vedação de borracha no gasômetro e tampas de plástico com estrutura em alumínio nas canaletas de decantação

Figura 2. Tampas das canaletas de decantação e na câmara de gás dos dois reatores



Figura 3. Equipamentos de medição de gases em estações de tratamento de esgotos.

O monitoramento e mapeamento de dispersão de gases é uma técnica onde se realizam medições das concentrações de gases em determinados pontos por um período de tempo. A técnica de mapeamento utilizada foi a de gradeamento, onde o local de estudo foi dividido em retângulos e suas arestas foram tomadas como ponto de amostragem. Para tanto, utiliza-se uma foto aérea ou planta baixa do local de estudo, nesta imagem são desenhados retângulos, afim de dividi-la em partes equivalentes. Com este desenho esquemático em mãos, inicia-se a medição dos gases, fazendo-se três medições em cada um dos pontos determinados pelos retângulos. Para garantir uma uniformidade nas medições, em todos os pontos a tomada de amostra é realizada com o equipamento diretamente ao lado do ponto de amostragem. Depois da coleta dos dados utiliza-se um *software* (*Arcgis*®) para reproduzir as curvas de concentração do gás. Com isto é possível identificar e quantificar os principais pontos de emissão e realizar tomadas de decisão no plano de controle de odores (Hobson e Yang, 2001).

Reator Novo

As tampas do reator novo são de PRFV retangulares e fixadas com auxílio de duas dobradiças metálicas, as quais foram parafusadas sobre o concreto do reator e duas fechaduras de pressão instaladas no lado oposto ao das dobradiças. Apesar de possuírem 4 anos de uso, já apresentam algumas avarias como furos, fissuras, ressecamento da borracha e desgaste dos elementos de fixação.

Para melhor visualização do potencial de vazamento de gases devido à ausência da borracha de vedação, foi realizado um teste com espuma. Foi produzida espuma com detergente neutro e a mesma foi colocada sobre a borracha da tampa (Figura 4). Observou-se a formação de bolhas na espuma e realizou-se a medição da concentração dos gases e detectou-se 4 ppm de H₂S.

Foram realizadas medições de metano e gás sulfídrico, conforme os pontos de coleta das amostras apresentados na Figura 5.

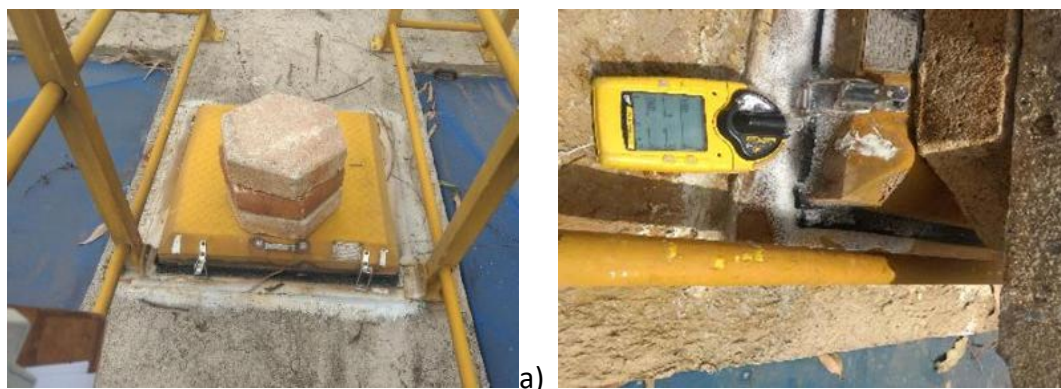


Figura 4. Tampa sobre a câmara de gás com borracha ressecada (a), realização do teste de espuma e medição da concentração de gases (b).

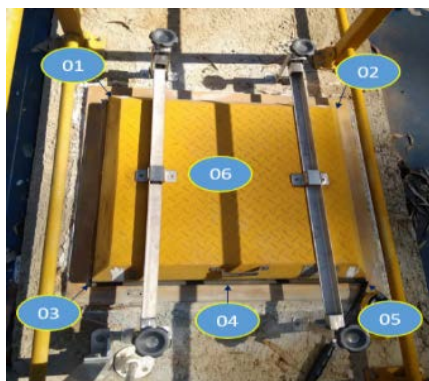


Figura 5. Pontos de amostragem na tampa de PRFV contendo o protótipo de dispositivo de fechamento por pressão.

Resultados e Discussões

Reator Novo

As falhas existentes nas tampas do reator novo resultam em diversos pontos de vazamentos de gases, aumentando a concentração de gás sulfídrico e de metano nesses locais conforme pode ser observado nos mapas de dispersão (Figura 6).

Com o intuito de melhorar as condições de estanqueidade das tampas de PRFV, instalou-se um protótipo de dispositivo de fixação por pressão, confeccionado em alumínio contendo quatro roscas com manoplas de plástico e fixadas diretamente sobre o concreto do reator e duas guias transversais que foram posicionadas sobre as tampas exercendo pressão de acordo com o ajuste das roscas. Além disso, as borrachas foram substituídas por novas.

Após a reforma, a tampa foi submetida a novas medições e os resultados comparados com a situação anterior, de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1. Avaliação do protótipo de tampa de câmara de gás.

PONTO	Antes da Reforma		Depois da Reforma	
	CH ₄ (%) ^[1]	H ₂ S (ppm) ^[1]	CH ₄ (%) ^[1]	H ₂ S (ppm) ^[1]
01	46.5	2800	1.6	38
02	0.5	7.5	0.1	4
03	9.3	480	1.7	52
04	nd ^[2]	nd ^[2]	0.2	8
05	0.5	8	0.0	8
06	nd ^[2]	nd ^[2]	0.0	0
Média	14.2	823.9	0.9	26

[1]: Média de 3 amostras; [2]: nd - não determinado

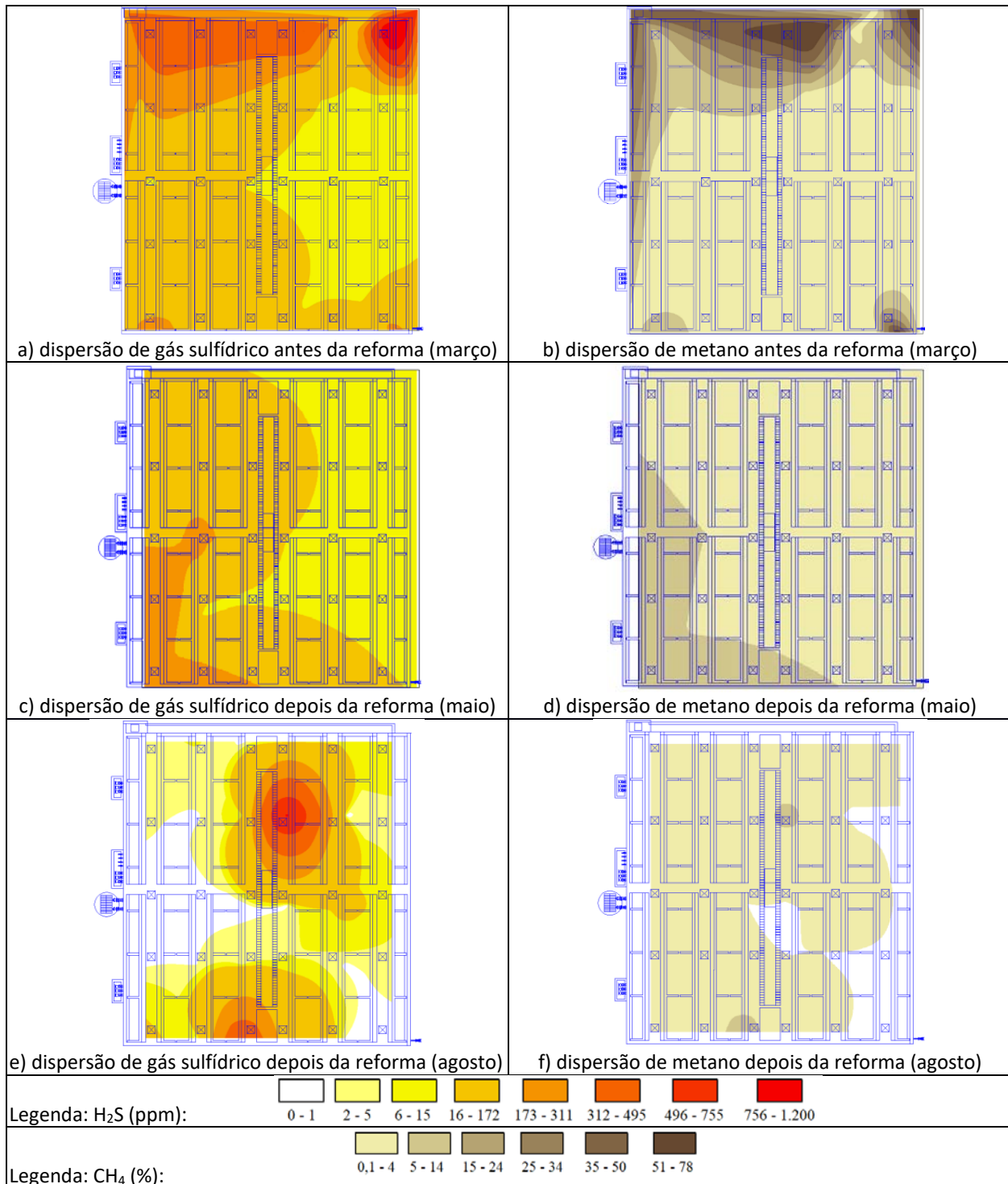


Figura 6. Mapa de dispersão de gás sulfídrico e metano antes e depois da reforma das tampas do reator novo.

De acordo com o observado na Tabela 1, o protótipo de dispositivo de fixação para fechamento sob pressão tampa apresentou eficiência de 94.0% para CH₄ e de 96.9% para H₂S, o que levou a aprovação e instalação do mesmo em todas as tampas da câmara de gás do reator novo.

Após a instalação do retentor em todas as tampas realizou-se nova medição de gases na superfície de todo reator novo, com os dados obtidos percebeu-se que a reforma das tampas reduziu os pontos de vazamento de gases, sendo identificado somente pontos de emissão fugitiva em tampas onde há a necessidade de ajuste do fechamento: regulagem na compressão, ajuste geométrico da tampa e da borracha de vedação, correção de imperfeições nos pontos de colagem da borracha (Figura 6).



Figura 7. Acúmulo de água de chuva nas tampas da câmara de gás do reator novo.

Reator Antigo

Foi retirada toda a laje de cobertura do reator antigo e a mesma foi refeita, alocou-se calhas para coleta de espuma, impermeabilizou-se toda superfície acima do nível d'água com poliuréia, para evitar a corrosão por ácido sulfúrico biogênico, e instalou-se novas tampas. As tampas utilizadas possuem estrutura de alumínio e cobertura plástica na área de decantação, similares as tampas da área de decantação do reator novo e para as câmaras de gás, utilizou-se tampas de ferro fundido nodular fixadas com seis parafusos, assentadas com concreto em base de ferro do mesmo material (Figura 8).

Na Figura 9 estão expostos os mapas de dispersão de gases nas tampas do reator antigo antes e depois da reforma. Com os dados obtidos foi possível observar que as tampas em ferro fundido promovem a estanqueidade da câmara de gás no reator, sendo somente identificado um ponto

de emissão fugitiva em uma das tampas onde há a necessidade de ajuste do fechamento (alinhamento e compressão dos parafusos). Também foi observado que os distribuidores centrais são pontos de emissão de gases nesse reator, tal fato indica que a cobertura dessas estruturas e posterior tratamento dos gases, poderia auxiliar na mitigação de odores na ETE.



a)



b)



c)



d)

Figura 8. Reforma do reator antigo (a), tampa da câmara de gás (b), tampa da área de decantação (c) e base para fixação da tampa da câmara de gás (d).

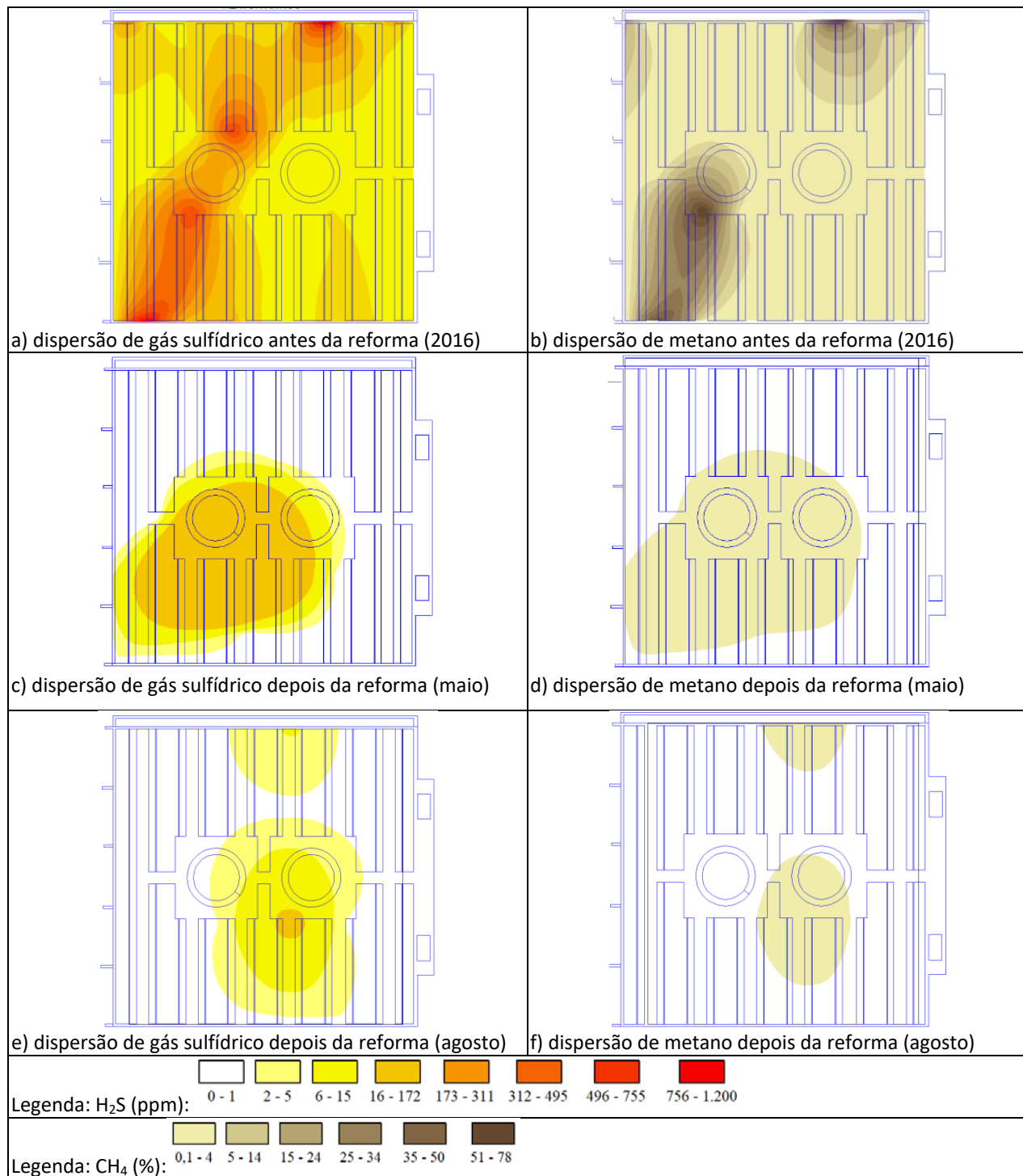


Figura 9. Mapa de dispersão de gás sulfídrico e metano antes e depois da reforma das tampas do reator antigo.



Figura 10. Condição diferenciada de corrosão das tampas de ferro fundido utilizadas no reator antigo.

Cabe destacar que algumas tampas de ferro fundido já estão apresentando pontos de corrosão e possível infiltração na laje do reator, ainda, existem parafusos de materiais diferentes, sendo que alguns já estão corroídos (Figura 10). Essa diferença entre o nível de corrosão dos materiais indica níveis de qualidade diferenciados entre os parafusos, enquanto que a infiltração na laje ao redor da tampa comprova a importância da execução acurada na instalação das tampas. Desta forma, sugere-se uma avaliação para um possível acionamento da garantia e/ou contratação de restauração e pintura das tampas.

Conclusões

O tratamento anaeróbico de esgotos doméstico produz biogás que possui em sua composição metano, que tem alto potencial calorífico, e gás sulfídrico, que causa corrosão e produz maus odores. Esses gases devem ser direcionados ao tratamento ou aproveitamento adequado, porém existem muitos pontos de emissões fugitivas em ETEs que devem ser minimizados a fim de não prejudicar a população circunvizinha.

A combinação dos equipamentos de medição utilizados (JEROME 631-X, GasAlert Micro 5 e MULTITEC 545) mostrou-se adequada para o monitoramento de emissões fugitivas em tampas e em toda a ETE de modo geral.

Avaliou-se dois reatores UASBs de uma ETE da cidade de Araucária. As tampas do reator novo, apesar de possuírem apenas 4 anos de uso, já apresentam algumas avarias como furos, fissuras e ressecamento da borracha de vedação. Essas falhas resultam em diversos pontos de vazamentos de gases.

Foram executados dispositivos de fechamento sob pressão em alumínio providos de roscas e substituição da borracha de vedação que permitiram a melhor fixação da tampa. Essa estrutura apresentou eficiência para contenção dos gases de 94.0% para CH₄ e de 96.9% para H₂S, o que levou a aprovação e instalação da mesma em todas as tampas da câmara de gás do reator novo.

O reator antigo teve toda a laje de cobertura refeita, alocou-se calhas para coleta de espuma, impermeabilizou-se com poliuréia, para evitar a corrosão por ácido sulfúrico biogênico, toda superfície acima do nível d'água e instalou-se novas tampas. As tampas utilizadas são de ferro fundido nodular fixadas com seis parafusos, assentadas com concreto em base de ferro do mesmo material. As mesmas promoveram a estanqueidade da câmara de gás no reator, sendo somente identificado um ponto de emissão fugitiva em uma das tampas onde há a necessidade de ajuste do fechamento (regulagem na compressão dos parafusos). Também foi observado que os distribuidores centrais são pontos de emissão de gases nesse reator, tal fato indica que a cobertura dessas estruturas poderia auxiliar na mitigação de odores na ETE.

Diante do exposto, conclui-se que as intervenções realizadas estão contribuindo para a mitigação de odores na ETE. Ações como regulagem na compressão e posicionamento adequados das tampas nos dois reatores, manutenção da cortina verde, dosagem de produto químico de forma controlada (concentração, frequência e locais de aplicação), remoção de sólidos grosseiros do sistema preliminar e do distribuidor central dos reatores e o monitoramento analítico dos efluentes dos reatores devem ser executadas cotidianamente para que a geração de odores possa ser mitigada.

Agradecimentos

Os autores agradecem a grande contribuição dos colaboradores da Gerência de Pesquisa e Inovação (GPIN) e da Gerência de Tratamento de Esgotos (GTESG) da Sanepar na execução dessa pesquisa. Estendemos nossos agradecimentos ao grupo de pesquisas do INCT – ETEs Sustentáveis pela divulgação de conhecimentos valiosos.

Referências

- Chen, Jun, Chen, Tong-bin, Gao, Ding, Lei, Mei, Zheng, Guo-Di, Liu, Hong-Tao, Guo, Song-Lin, Cai, Lu (2011) Reducing H₂S production by O₂ feedback control during large-scale sewage sludge composting. *Waste Management, China*, **31**(1), 65-66.
- Cheng, Xianhao, Wodarczyk, Michael, Lendzinski, Robert, Peterkin, Earl, Burlingame, Gary A (2009) Control of DMSO in wastewater to prevent DMS nuisance odors. *Water Research*, **43**(2), 2989-2990.
- Hobson, John, Yang, Gong (2001) *Odours in wastewater treatment: measurement, modelling and control*. Reino Unido: IWA Publishing, 214-231.
- Muñoz, Raul, Sivret, Eric C., Parcsi, Gavin, Lebrero, R., Wang, Xinguang, Suffet, (Mel) I.H, Stuetz, Richard M. (2010) Monitoring techniques for odour abatement assessment. *Water Research*, **44**(18), 5130-5132.



- Nelting, K., Trautmann, N., Caicedo, C., Weichgreb, D., Rosenwinkel, K. H., Costa, F. J. O. G., Possetti, G. R. C. (2017) Constraints on the dissolved methane in the effluent of full scale municipal UASB reactors. *In: The 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies LET*, Florianópolis, Brasil. Proceedings... Florianópolis, Brasil: International Water Association – IWA.
- Park, KyooHong, Lee, Hongsik, Phelan, Shaun, Liyanaarachchi, Susanthi, Marleni, Nyoman, Navaratna, Dimuth, Jegatheesan, Veeriah, Shu, Li (2014) Mitigation Strategies of Hydrogen Sulphide Emission in Sewer Networks. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **95**, 251-252.
- Possetti, G. R. C., Rietow, J. C., Costa, F. J. O. G., Wagner, L. G., Lobato, L. C. S., Ribeiro, T. B., Melo, D. F., Reis, J. A., Chernicharo, C. A. L. (2018) Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 5: Biogás e emissões fugitivas de metano. *Revista DAE*, **66**(214), 73–89.
- Souza, C. L., Chernicharo, C. A., Aquino, S. F. (2011) Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. *Water Science & Technology*, **64**(11), 2259-2264.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DA FREQUÊNCIA DE REVOLVIMENTOS SOBRE A ACELERAÇÃO DA COMPOSTAGEM REALIZADA EM TAMBORES

Franciele Aparecida Plotásio Duarte¹
* Valéria Cristina Palmeira Zago²
Raphael Tobias de Vasconcelos Barros³
Marihus Altoé Baldotto⁴

EVALUATION OF THE FREQUENCY OF TURNING IN THE ACCELERATION ON THE BIOSTABILIZATION OF COMPOSTING HELD ON DRUMS

Recibido el 30 de mayo de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Composting is a method of recycling the organic waste which has a low cost compared to other existing technologies, mainly when carried out near its generating source. In urban centers, generators generally do not have the area to compost, making it challenging to adopt. A faster-composting process can reduce the space required. Among several factors, oxygen is essential to achieve the maturation of the organic compost. In this context, the present study was planned to investigate three different frequencies of turning the mass of organic waste in the composting acceleration, occurring in plastic drums. Food residues mixed with leaves and tree pruning were used. During the process, the attributes temperature, humidity, pH, and electrical conductivity were monitored. Thirty days after the experiment's beginning, nutrients content and the germination percentage of lettuce and arugula were analyzed. During the monitoring, the temperature did not exceed 60°C, and humidity remained high, condensing water in the drums, which may be the reason for the low temperature. Through the nutrient content and C/N ratio, it can be confirmed that the material was not yet matured. It was concluded that the frequencies of turning tested did not interfere in the acceleration of composting. The germination percentage was high only for arugula, while for lettuce, it was lower, showing some degree of phytotoxicity. Thus, the organic compost at this stage would not be recommended for food crops and can only be used for planting perennial crops and tree pits in parks, gardens, and reforestation projects.

Keywords: acceleration, biowaste, closed container, recycling.

¹ Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Produtos e Processos, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Brasil.

² Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

⁴ Departamento do Curso de Agronomia, Universidade Federal de Viçosa – Campus Florestal, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Brasil. Av. Amazonas, 5253, Belo Horizonte - MG, CEP 30421-169, Brasil. Email: valeriazago@cefetmg.br; valzagomg@gmail.com

Resumo

A compostagem é um método de reciclagem dos resíduos orgânicos, que apresenta baixo custo em relação às demais tecnologias existentes, especialmente quando realizada junto a sua fonte geradora. Nos centros urbanos, os geradores geralmente não têm espaço físico para realizar a compostagem, dificultando a sua adoção. Um processo de compostagem mais rápido, pode diminuir esse espaço necessário. Dentre vários fatores, o oxigênio é indispensável para se alcançar a maturação do composto orgânico. Neste contexto, o presente estudo objetivou avaliar três diferentes frequências de revolvimentos da massa de resíduos orgânicos na aceleração da compostagem, ocorrendo em tambores plásticos. Foram utilizados resíduos de alimentos misturados a folhas e podas de árvores. Durante o processo, foram monitorados os atributos, temperatura, umidade, pH e condutividade elétrica. Aos 30 dias do início do experimento, foram analisados os teores de nutrientes no composto e a germinação de alface e rúcula. Durante o monitoramento, a temperatura não superou os 60°C e a umidade manteve-se elevada, devido à condensação de água nas bombonas. Os teores de nutrientes e a relação C/N foram equivalentes à de composto ainda não maturado. Concluiu-se que as frequências de revolvimentos testadas não interferiram na aceleração da compostagem. A percentagem de germinação foi alta apenas para a rúcula, denotando algum grau de fitotoxicidade para a alface. Desta forma, o composto neste estágio não poderia ser recomendado para culturas alimentícias, podendo ser utilizado para o plantio de culturas perenes e covas de árvores, em parques, jardins e projetos de reflorestamento.

Palavras chave: aceleração, bioresíduos, reciclagem, tambores.

Introdução

No Brasil, apesar da constituição dos resíduos sólidos urbanos ser muito heterogênea, a sua composição gravimétrica revela que a fração composta pelos materiais orgânicos (restos de alimentos, podas e outros putrescíveis) é, em média, mais de 50% do total de resíduos domésticos coletados pelos serviços de limpeza pública (Abreu, 2017). Historicamente, a destinação desses resíduos, em quase sua totalidade, tem sido os aterros sanitários e os lixões (Massukado e Schalch, 2010). Segundo o IPEA (2012), apenas 1.6% dos resíduos orgânicos são destinados à compostagem no país.

Essa realidade atual da gestão de resíduos sólidos orgânicos no país não está em consonância com o direcionamento dado por outros países. Em países como os EUA e os da Comunidade Europeia, por exemplo, tem havido um crescente interesse em desviar esses resíduos dos aterros sanitários. Grandes cidades americanas como São Francisco, Seattle, Austin e Portland estão mais avançadas e já proibiram a disposição de resíduos de alimentos nos aterros sanitários (Guran *et al.*, 2019). Os restos de alimentos, além de representarem grande parte dos resíduos urbanos, inviabilizam a reciclagem dos demais (feitos de papel, plásticos, metais), quando não separados eficientemente através de coleta seletiva (Arrigoni *et al.*, 2018; Storino *et al.*, 2017). Todavia, por serem facilmente decompostos, podem ser utilizados de forma mais eficiente para a produção de energia limpa e de adubo orgânico (Edjabou *et al.*, 2016, Ghinea *et al.*, 2019).

De forma mais abrangente, a gestão de resíduos orgânicos e as suas tecnologias tem se mostrado uma área cheia de oportunidades em várias cidades pelo mundo, onde já se compreende a sua contribuição para proteger-nos das consequências trágicas da degradação do solo, erosão e as mudanças climáticas (Lin *et al.*, 2018; Williams *et al.*, 2019). Nos últimos anos, a compostagem tem sido estudada também para a biorremediação de solos contaminados com metais pesados (Park *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2017; Liang *et al.*, 2017).

A valorização dos resíduos orgânicos através da compostagem e/ou biometanização assume uma relevância ainda maior para os países em desenvolvimento (Loan *et al.*, 2019). A compostagem é considerada a forma mais viável, econômica e ambientalmente, em relação às demais alternativas de desvio desses resíduos (incineração e biometanização) (Zulkepli *et al.*, 2017; Aleluia e Ferrão, 2017), além de ser mais simples e de fácil operação (Chen, 2016). A compostagem descentralizada e em escala doméstica tem sido muito incentivada, de forma a reciclar os resíduos orgânicos, o mais proximamente possível da fonte geradora, e assim, reduzir os custos de transporte e da disposição em aterros (Gauthier *et al.*, 2011; Karkanias *et al.*, 2016; Zorpas *et al.*, 2018). Além disso, possibilita o envolvendo dos diversos geradores de resíduos da sociedade, desde residências e condomínios (Andersen *et al.*, 2012; Zorpas *et al.*, 2018), estabelecimentos comerciais, indústrias e instituições públicas (Bringhenti *et al.*, 2018).

De acordo com a resolução CONAMA nº. 481/2017 (Brasil, 2017), “a compostagem é o processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem”. O processo ocorre, resumidamente, em estágios distintos e sucessivos: degradação ativa (decomposição e bioestabilização) e maturação. Segundo Kiehl (2004), o processo da compostagem inicia-se com a oxidação de matéria orgânica facilmente degradável; esta primeira fase é chamada de decomposição. A segunda fase, a bioestabilização, inclui a mineralização das moléculas lentamente degradáveis. Por fim, a maturação, onde ocorre a humificação de compostos lignocelulósicos, ou seja, quando o composto final possui todas as características, físicas, químicas e biológicas recomendadas como adubo, que pode proporcionar um bom desenvolvimento vegetal. Mesmo o composto imaturo pode ser utilizado, porém, apenas para culturas perenes ou em cova de plantas arbóreas; quando colocado no solo recomenda-se aguardar um tempo para depois semear.

A transformação da matéria orgânica fresca em composto é muito importante principalmente para superar a fitotoxicidade do material ainda não estabilizado; para reduzir a presença de agentes (vírus, bactérias, fungos, parasitas) que são patogênicos para homem, animais e plantas a um nível que não constitua um risco para a saúde e para produzir um fertilizante orgânico ou um condicionador de solo, reciclando resíduos orgânicos e biomassa (Diaz e Savage, 2011).

Uma das questões-chave na definição da qualidade do composto final é a avaliação da estabilidade da matéria orgânica. Por esse motivo, é necessário definir métodos analíticos capazes de acompanhar a transformação da matéria orgânica durante o processo de compostagem e determinar o nível de estabilidade alcançado (Tittarelli *et al.*, 2011).

Vários parâmetros são utilizados para auxiliar na determinação do estágio de bioestabilização e maturação do composto orgânico: pH, relação carbono/nitrogênio (C/N), teor de umidade, taxa de aeração e tamanho das partículas, devem ser monitorados durante o processo, além da análise de atividades enzimáticas (Vaverková *et al.*, 2020) e de fitotoxicidade (Polprasert, 2017). Cesaro *et al.* (2019) ressaltam que a avaliação da fitotoxicidade está intimamente relacionada à estabilidade biológica, pois a atividade microbiana da matéria orgânica instável pode produzir compostos fitotóxicos. Já para a qualidade química do composto, também se consideram os teores de nutrientes e metais pesados (De Bertoldi, 2013).

Obter um composto orgânico com qualidade no menor tempo possível, especialmente para estimular a compostagem em espaços reduzidos nos centros urbanos, seria um ganho do ponto de vista econômico e ambiental. Normalmente, a maturação é alcançada entre 90 e 120 dias (Kiehl, 1985). Mesmo quando um resíduo altamente putrescível é processado usando um sistema de aeração bastante eficaz, são necessários no mínimo 12 a 14 dias de tempo de degradação ativa (Díaz *et al.*, 2011).

Entretanto, existe na literatura uma divergência em relação à frequência de revolvimentos para oxigenar a massa de resíduos e seu efeito na aceleração do tempo de maturação. De acordo com estudos realizados por Raabe [s/d] citado por Díaz e Savage (2011), os revolvimentos frequentes aceleram o processo da compostagem, podendo-se obter um composto bioestabilizado em 18 dias. Por outro lado, Kiehl (1985) considera que os revolvimentos feitos periodicamente provocam perda de calor e umidade, fatores importantes para acelerar a decomposição.

Além disso, os sistemas e modelos de compostagem (leiras, recipientes, biorreatores, etc) também podem interferir no tempo de decomposição da matéria orgânica (Díaz *et al.*, 2011). Existe pouca informação disponível sobre a influência da aeração na aceleração do processo de compostagem realizada em recipientes fechados.

Neste contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar a influência de diferentes frequências de revolvimentos, na aceleração do estágio de bioestabilização de resíduos sólidos orgânicos, em processo de compostagem conduzida em tambores.

Metodologia

Protótipos das composteiras e delineamento experimental

O experimento foi desenvolvido no Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (em Belo Horizonte, MG), *Campus I*, entre 28 de agosto à 26 de setembro de 2017. Foram utilizadas como protótipos de composteiras ou biorreatores verticais, tambores (bombonas) de plástico rígido com tampas, com capacidade de 80 litros, formato cilíndrico, com 70 cm de altura e 38 cm de largura. As bombonas e suas tampas foram igualmente furadas para drenagem do excesso do lixiviado, gerado durante o processo.

Foram utilizados resíduos orgânicos oriundos do preparo dos alimentos do refeitório universitário do CEFET-MG, *campus I* (constituído de folhas, talos, cascas de legumes e frutas cruas do pré-preparo) e de um comércio de alimentos local (folhas e frutas que iriam para o lixo). Esses resíduos foram picados em frações menores, de aproximadamente 5 cm. Como resíduos ricos em carbono (volumosos) foram utilizadas podas de árvores e dos gramados do CEFET-MG, triturados em um picador forrageiro elétrico. Os resíduos foram homogeneizados e pesados anteriormente à montagem do experimento. Foram usados 16 kg de resíduos de alimentos e 5 kg de podas de árvores e gramados em cada bombona, totalizando aproximadamente 200 kg de resíduos no experimento.

Cada bombona foi preenchida com 5 camadas intercaladas de resíduos de alimentos e de podas, começando com uma camada de podas (altura da camada = 15 cm) e resíduos de alimentos (altura da camada = 5 cm), sucessivamente até 55 cm de altura. Buscou-se, com essa proporção, manter uma relação C/N de aproximadamente 30:1. Após a montagem, os resíduos foram irrigados somente uma vez com aproximadamente 0.5 L de água potável.

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com três tratamentos (revolvimento diário, a cada três dias e semanal) e três repetições. Cada bombona correspondeu a uma unidade experimental. Os revolvimentos foram realizados manualmente utilizando-se uma pá de jardinagem. O experimento foi conduzido por 30 dias, quando o material foi peneirado, utilizando-se uma peneira com malha de 5 mm.

Monitoramento dos atributos físico-químicos durante a compostagem

Foram monitorados diariamente os atributos, temperatura (com uso de um termômetro digital, modelo ITTH 1400, com haste de 90 cm de comprimento); condutividade elétrica, (condutímetro digital Instrutherm CD-880); pH e umidade (Instrutherm pH 2500). A temperatura foi medida em três profundidades diferentes das bombonas: inferior (10 cm a partir da base), meio (35 cm a partir da base) e superior (10 cm a partir do topo). Para os demais atributos estabeleceu-se para o monitoramento, o ponto central da leira (altura x largura).

Aos 30 dias, amostras de composto orgânico com 1 kg (composta por subamostras de cada unidade experimental) foram encaminhadas para realização das análises químicas. As análises foram realizadas de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivo, sendo utilizados os seguintes métodos: Carbono orgânico: método volumétrico de dicromato de potássio; Nitrogênio total: Macrométodo da liga de Raney; Fósforo total (P_2O_5): Método do Gravimétrico do Quimociac; Potássio (K_2O): Método volumétrico do tetrafenilborato de sódio (TFBS); Cálcio e Magnésio: solúveis em citrato neutro de amônio (CNA) ou em ácido cítrico a 2%; Enxofre: Método gravimétrico do sulfato de bário; Boro: Método volumétrico do D-manitol (D-sorbitol); Cloro: Método de Mohr; Cobre, cobalto, ferro, manganês, molibdênio, níquel, zinco: Método espectrométrico por absorção atômica; Silício: Método espectrofotométrico do molibdato de amônio; CTC: solução diluída de ácido clorídrico, eliminação do excesso de ácido, deslocamento dos íons hidrogênio adsorvidos com solução de acetato de cálcio e titulação do ácido acético formado. C/N: A relação C/N foi calculada pela divisão dos resultados em porcentagem em massa obtidos para o carbono orgânico e o nitrogênio, ambos referidos a amostra em base seca (Mapa, 2017).

Teste de germinação

Ao final do experimento, vinte gramas de composto orgânico em condições naturais oriundo de cada unidade experimental foram diluídas em 100 mL de água destilada. As soluções foram agitadas manualmente por 2 minutos. O teste foi conduzido em caixas Gerbox, utilizando-se papel de germinação, previamente umedecido com água destilada. Foram adicionadas 100 mL de solução sobre o papel de germinação. Vinte sementes de alface (*Lactuca sativa*) e 20 de rúcula (*Eruca sativa*) foram colocadas em cada caixa, em triplicata. As caixas foram embaladas com papel alumínio e colocadas em uma câmara de germinação com temperatura constante de 25°C por sete dias. Foi utilizada a porcentagem de germinação aos sete dias, para os cálculos.

Análises estatísticas

Os parâmetros temperatura, umidade, pH, condutividade elétrica e porcentagem de germinação foram submetidos à análise de variância (ANOVA). As médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% ($p < 0.05$), utilizando-se o software SISVAR (Ferreira, 1996).

Resultados e discussão

Temperatura

A temperatura é um dos principais parâmetros para verificar o progresso do processo de compostagem, como para indicar a taxa de atividade microbiana (Manu *et al*, 2019), além do controle de patógenos (Smith e Jasim, 2009; Adhikari *et al.*, 2012).

O processo de compostagem tem três estágios sucessivos de temperatura. Inicialmente, a temperatura aumenta rapidamente para 55-65°C num período de 24-72h (primeira fase mesofílica), é a fase onde compostos ricos em energia e facilmente degradáveis, como açúcares e proteínas, são abundantes e degradados por fungos e bactérias. Sucessivamente, ocorrerá a fase termofílica, onde ocorre a bioestabilização dos resíduos e a destruição de patógenos é mais eficaz. Organismos adaptados à temperatura mais alta obtêm uma vantagem competitiva e gradualmente substituem os mesofílicos iniciais. Por fim, a temperatura começa a diminuir (segunda fase mesofílica), os microrganismos termofílicos desaparecem devido ao esgotamento dos substratos, ocorrendo a diminuição gradativa da temperatura, até igualar-se à do ambiente (Insam e Bertoldi, 2011).

Neste estudo, em todos os tratamentos, a maior temperatura foi observada logo nos primeiros dias após o início do experimento, demarcando uma primeira fase mesofílica muito curta e a termofílica já após 24 h. Em seguida, observou-se o início da segunda fase mesofílica e a partir daí, o decaimento da temperatura progressivo ao longo do tempo, até igualar-se à do ambiente. Apenas o tratamento com revolvimento semanal apresentou temperatura superior a 50°C; entretanto, por um período de apenas dois dias. Durante o experimento, o tratamento com revolvimento diário apresentou menores temperaturas em relação aos demais, para todas as profundidades. (Figura 1).

Ceglie e Abdelrahman (2014) reiteram que a fase termofílica é importante para a eliminação de plantas daninhas e larvas de insetos. Polprasert e Koottatep (2017) reproduzem dados do Banco Mundial, que indicam a eliminação de microrganismos patogênicos como *Vibrio cholerae*, *Shigella*, *Taenia* e vírus entéricos, com a combinação tempo-temperatura de pelo menos: 1h à $T \geq 62^\circ\text{C}$, 1 dia à $T \geq 50^\circ\text{C}$ e 1 semana à $T \geq 46^\circ\text{C}$. Porém, segundo Zhang e Sun (2016), a temperatura deve permanecer $> 55^\circ\text{C}$ por três dias consecutivos. Já Bohn (2011) cita que para compostagem em recipientes fechados, com ambiente aeróbico, há necessidade de permanência de pelo menos uma semana à temperatura de 65°C.

No Brasil, a recente resolução do Conama n. 481/2017, estabelece que durante o processo de compostagem deverá ser garantido o período termofílico de três dias, à temperatura $>60^\circ\text{C}$, necessário para redução de agentes patogênicos. Nenhum dos tratamentos neste estudo apresentou as temperaturas indicadas pela resolução Conama nº 481/2017. Trabalhos realizados com compostagem em recipientes fechados mostram que as temperaturas também não alcançaram valores acima de 60°C (Lleó *et al.* 2013; Faverial e Sierra, 2014; Vich *et al.*, 2017; Bhave e Joshi, 2017).

Ao final do experimento, o tratamento com revolvimento diário manteve os menores valores de temperatura. Segundo Kiehl (1985), os revolvimentos feitos periodicamente provocam perda de calor e umidade. O revolvimento semanal e o revolvimento a cada três dias apresentaram as maiores temperaturas finais, nas três diferentes profundidades analisadas (Tabela 1).

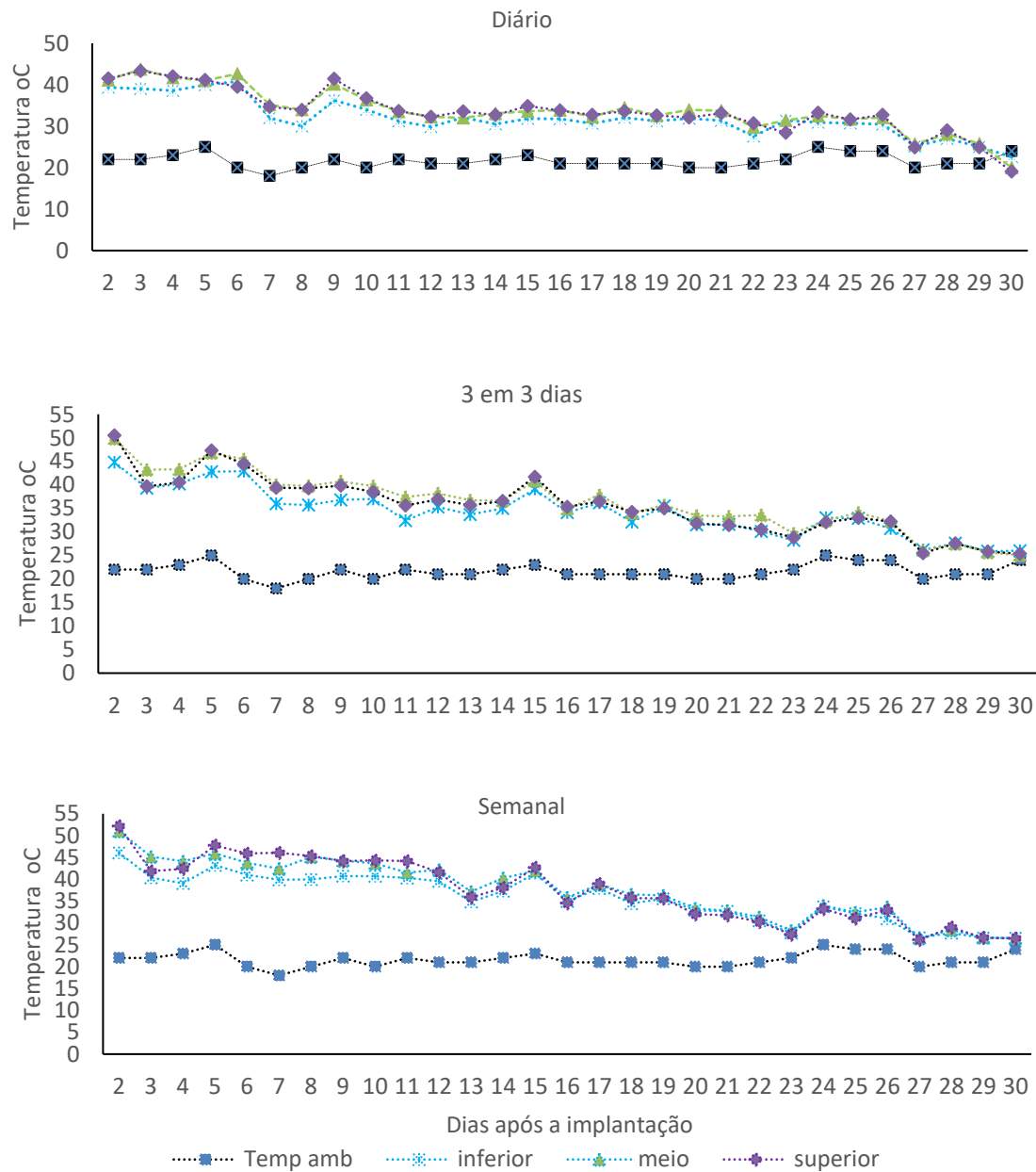


Figura 1. Evolução da temperatura (°C), em função das diferentes frequências de revolvimento, considerando-se as posições inferior, meio e superior, dentro das bombonas e temperatura ambiente.

Tabela 1. Temperatura (°C) nas diferentes profundidades das bombonas, em função da frequência de revolvimentos, ao final do experimento (30 dias após implantação).

Frequência	Inferior	Meio	Superior
Diária	22.6 b*	20.0 b	18.5 b
A cada três dias	26.1 a	25.0 a	25.4 a
Semanal	26.6 a	26.5 a	26.5 a
CV%	5.38	7.61	7.71

(*) Letras iguais na coluna– não houve diferença estatística pelo teste de Tukey ($P<0.05$)

Umidade

Os resíduos de alimentos utilizados no experimento (frutas e folhas de legumes) possuem umidade muito elevada (Ghinea et al., 2019). E, apesar do uso de materiais secos (podas de árvores e gramados), a umidade do material dentro das bombonas se manteve alta (superior a 70%) durante todo o monitoramento, em todos os tratamentos. Além disso, houve geração de lixiviado em todas as bombonas. Não houve diferença estatística significativa pelo teste de Tukey ($p<0.05$) entre os tratamentos para o atributo umidade, nas amostras analisadas ao final do experimento.

O ambiente fechado das bombonas provavelmente impediu a evaporação de vapor d'água e a sua condensação pode ter contribuído para os teores de umidade altos e constantes, impedindo também a elevação da temperatura na fase termófila. Esse fenômeno também foi relatado por Abdullah et al. (2013) e Orthodoxou *et al.* (2015), em estudos com compostagem em recipientes fechados. Segundo Merkel (1981), a faixa de umidade ideal para obter-se a decomposição máxima é entre 40 e 60%, pois proporciona o suprimento de água ideal para o crescimento de organismos biológicos envolvidos e para as reações bioquímicas que ocorrem durante a compostagem. Teores de umidade acima de 65%, de acordo com Lima (2015), podem afetar a aeração, favorecendo o processo de anaerobiose, apresentando odores, atração de insetos ou lixiviação de chorume.

Atributos químicos

Ao final do experimento, não foi observado diferença estatística para o pH, entre os tratamentos ($p<0.05$). Porém, durante o experimento, observou-se que nos primeiros três dias, no tratamento com revolvimento diário houve uma redução brusca de 5.5 para 4.0. Posteriormente, no tratamento com revolvimento diário, o pH subiu gradativamente a partir do 4º dia até o final do experimento, finalizando em 6.5. Já nos tratamentos com revolvimento a cada três dias e semanal, o pH subiu de 5.8 e 5.5 desde o início, respectivamente, até alcançarem 6.5, ao final do experimento (Figura 2).

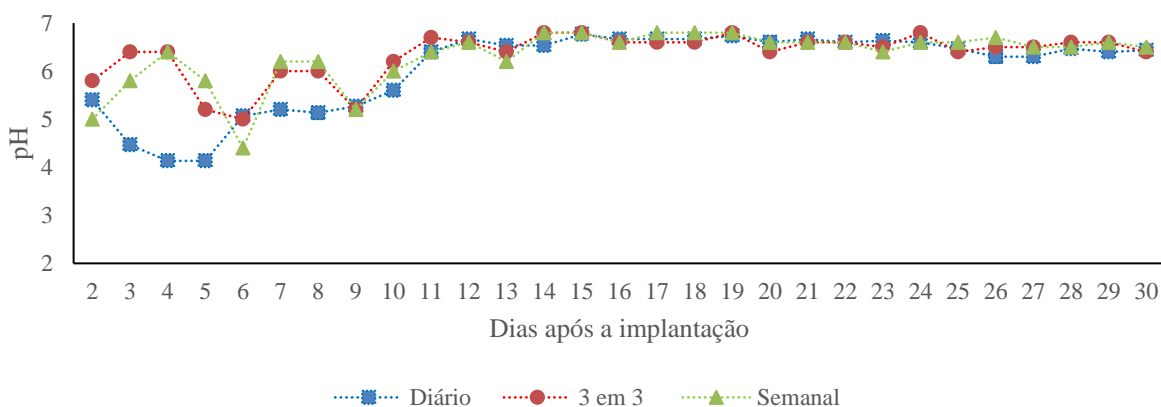


Figura 2. Evolução do pH durante a compostagem, em função dos diferentes revolvimentos (diário, a cada três dias e semanal), entre os dias 28/08 a 06/10/2017.

Segundo Diaz e Savage (2011) e Zhang *et al.* (2013) esclarecem, no início da compostagem, como consequência da atividade de bactérias que degradam material carbônico complexo a ácidos orgânicos, o pH diminui. Porém, à medida que a matéria orgânica avança no processo de decomposição, o pH progressivamente aumenta para 6 a 7.

Já a condutividade elétrica (CE) indica a liberação de íons através da mineralização da matéria orgânica e, além disso, a salinidade de fertilizantes que podem afetar o desenvolvimento vegetal (Jeong *et al.*, 2017). Para evitar danos às plantas quando se utiliza composto orgânico, os sais solúveis totais não devem exceder 1.5 mS.cm^{-1} para culturas de viveiro e 2.0 mS.cm^{-1} para cultivo a campo (Tittarelli *et al.*, 2011). A CE foi medida ao final do experimento e observou-se que os valores foram menores que os limites de danos às plantas; ademais, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0.05$), onde os valores foram 0.17; 0.12 e 0.11 mS.cm^{-1} , para os revolvimentos diário, a cada três dias e semanal, respectivamente. Valores similares também foram observados por Vázquez, Sen e Soto (2015).

Foram analisados o conteúdo de nutrientes nas amostras dos compostos orgânicos e os resultados comparados aos limites estabelecidos pela normativa IN nº 25/2009 (Brasil, 2009), que visa a estabelecer padrões mínimos de qualidade de composto para comercialização. Para os atributos C- orgânico, N-total e Ca, os teores encontrados no composto atenderam ou estavam muito próximos dos permitidos pela regulamentação brasileira (Tabela 2). A normativa brasileira não exige a determinação de P e K. Por sua vez, a legislação da Espanha exige que os teores de N, P, K sejam superiores a 1%, não ultrapassando a soma dos três a 4% (Vázquez, Sen e Soto, 2015). Neste experimento, os valores de N, P e K ficaram abaixo de 1%.

Tabela 2. Comparação dos parâmetros químicos em função da frequência dos revolvimentos e os valores normativos para comercialização de fertilizantes orgânicos pela IN nº 25/2009.

Parâmetros	Unidade	Diário	A cada 3 dias	Semanal	IN 25/2009 ¹
C orgânico		16.71	16.71	16.67	15
N total		0.46	0.52	0.53	0.5
P ₂ O ₅ Total		0.11	0.33	0.16	-
K ₂ O		0.3	0.3	0.43	-
Ca		0.78	1.01	1.01	1
Mg		0.08	0.11	0.11	1
S		0.03	0.04	0.04	1
B		-	-	-	0.03
Cl	%	-	-	-	0.1
Co		0.0003	0.0003	0.0003	0.005
Cu		0.003	0.004	0.005	0.05
Fe		0.102	0.132	0.127	0.2
Mn		0.005	0.005	0.005	0.05
Mo		-	-	-	0.005
Ni		-	-	-	0.005
Si		-	-	-	1.0
Zn		0.002	0.002	0.002	0.1
CTC ²	(mmol/kg)	1175.75	1210.45	1245.38	Conforme declarado
CTC/C		70.36	72.44	74.71	Conforme declarado
C/N		36.33	32.13	31.45	Máx. 20

1. Valores mínimos (exceto umidade e relação C/N), expressos na base a 65°C;

2. CTC – capacidade de troca catiônica. É obrigatória a declaração no produto.

Os teores de nutrientes em compostos orgânicos dependem das matérias primas utilizadas e, portanto, variam grandemente (Chatterjee *et al.* 2013). Guinea *et al.* (2019) encontraram teores de N inferiores a 1%, em resíduos de frutas e legumes. Por sua vez, Kiehl (2002) relata que um composto produzido com resíduos contendo folhas, cascas de frutas e capinas possuem teores de P e K baixos. Oviedo-Ocaña *et al.* (2019) também observaram valores baixos de P em compostagem realizada com resíduos de alimentos. Em relação ao K, por ser um íon muito solúvel e móvel, é facilmente perdido por lixiviação (Tumuhairwe *et al.*, 2009; Vázquez, Sen e Soto, 2015). Neste experimento, os teores de macronutrientes encontrados no experimento são considerados baixos para um composto orgânico maduro, de acordo com Kiehl (1985). Para os demais parâmetros (S, Co, Cu, Fe, Mn e Zn), os valores foram inferiores aos estabelecidos pela IN 25/2009.

A relação C/N das amostras estava acima do permitido (máximo de 20), pela IN 25/2009. Vich *et al.* (2017), em ensaios com compostagem em recipientes fechados, também encontraram resultados semelhantes. Alta relação C/N indica que o processo de decomposição e humificação

não está completo (Vázquez, Sen e Soto, 2015). Segundo Kiehl (2004), quando o composto atinge a semicura, ou bioestabilização, a relação C/N se situa em torno de 18/1 e, quando atinge a maturidade - ou seja, transformou-se em produto acabado ou humificado -, a relação C/N se situa em torno de 10/1. Desta forma, o material obtido neste experimento, ainda estava em processo de bioestabilização, ou seja, não totalmente mineralizado.

Os valores de CTC para os três tratamentos foram superiores a 1000 mmolc/kg, evidenciando um alto conteúdo de matéria orgânica, por grande quantidade de material ainda não decomposto. Reis (2005) enfatiza que a faixa ótima de CTC para um composto final é entre 600 a 800 mmolc/kg.

Teste de germinação

As percentagens de germinação em ambas as hortaliças testadas (rúcula - 80, 83 e 88 % e alface -26, 30 e 43 %), não apresentaram diferenças significativas ($P < 0.05$) entre os tratamentos revolvimento diário, a cada três dias e semanal, respectivamente, nas espécies analisadas separadamente. Segundo Luo *et al.* (2018), taxa superior a 70% indicam que o composto não interferiu na germinação. A alface mostrou-se mais sensível, com uma percentagem de germinação bem inferior à rúcula. De acordo com Emino e Warman (2004), a alface é considerada uma das espécies mais sensíveis para os testes de fitotoxicidade.

Segundo Insam e Bertoldi (2007), nas primeiras semanas da compostagem há uma liberação temporária de fitotoxinas (metabólitos intermediários, amônia, etc.). Ao final do processo, essa fitotoxicidade é completamente superada e o produto final é benéfico para o crescimento da planta.

Conclusões

Tanto a temperatura, umidade, relação C/N e alguns macronutrientes estão abaixo dos valores adequados para um composto maturado ou humificado. A condutividade elétrica indicou que a quantidade de sais, nos três tratamentos não causaria danos ao desenvolvimento fisiológico das plantas.

O teste de germinação mostrou que para a rúcula não houve fitotoxicidade, porém a alface se mostrou mais sensível.

Em face do exposto, as frequências de revolvimento testadas não proporcionaram a aceleração do estágio de bioestabilização aos 30 dias. Foi possível identificar a fase termófila e a segunda fase mesófila, nos três tratamentos. No entanto, a fase termófila, por não ter alcançado temperaturas superiores a 60°C, pode não ter possibilitado a eliminação de sementes invasoras, alguns fitopatógenos e/ou patógenos humanos, assim o composto não poderia ser recomendado para culturas alimentícias. Mas, poderia ser utilizado como condicionar do solo, plantio de culturas perenes e covas de árvores, em parques, jardins e projetos de reflorestamento.

Em áreas espacialmente reduzidas e com grande geração de resíduos orgânicos, do início da decomposição até o término da bioestabilização, a compostagem pode ser realizada em recipientes fechados e, posteriormente, para a maturação pode-se amontoá-los em um local coberto, por mais duas ou três semanas. Por ser uma prática simples e de fácil implantação, recomenda-se a compostagem em condomínios, instituições públicas e comércio de alimentos, pois recicla os resíduos orgânicos de forma eficiente, reduz os gastos de transporte para sua disposição, aumentando a vida útil dos aterros sanitários e, por gerar um fertilizante natural para hortas urbanas e jardins.

Referências

- Abdullah, N., Chin, N. L., Mokhtar, M. N., Taip, F. S. (2013) Effects of bulking agents, load size or starter cultures in kitchen-waste composting. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **2**(1), 1-3. <http://doi.org/10.1186/2251-7715-2-3>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1996) *NBR13591: Compostagem*, Rio de Janeiro, 1- 4.
- Abreu, M. (2017) *Compostagem Doméstica, comunitária e institucional de Resíduos Orgânicos*. Brasília-Ministério do Meio Ambiente-Cepagro.
- Adhikari, B. K., Tremier, A., Martinez, J., Barrington, S. (2012) Home composting of organic waste—part 1: effect of home composter design. *International Journal of Environmental Technology and Management*, **15**, (3-6), 417-437. <http://doi.org/10.1504/IJETM.2012.049238>
- Aleluia, J., Ferrão, P. (2017) Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries. *Waste management*, **69**, 592-608. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.047>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., Scheutz, C. (2012) Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: an environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, **32** (1), 31–40. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.014>
- Arrigoni, J. P., Paladino, G., Garibaldi, L., Laos, F. (2018) Inside the small-scale composting of kitchen and garden wastes: Thermal performance and stratification effect in vertical compost bins. *Waste Management*, **76**, 284-293. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.010>
- Bhave, P.P., Joshi, Y. S. (2017) Accelerated In-vessel Composting for Household Waste. *Journal of The Institution of Engineers (India): Series A*, **98**(4), 367-376. <http://doi.org/10.1007/s40030-017-0258-3>
- Brasil MAPA (2009) *Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009*. Aprova normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura, conforme anexos a esta instrução normativa. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 28 julho 2009. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/sislegis/action/detalhaAto.do?method=recuperarTextoAtoTematicaPortal&codigoTematica=1229186>
- Brasil MMA (2017) *Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017*. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, nº 191, de 04 de outubro de 2017.
- Bringhenti, J. R., Korres, A. M. N., Moreira, A. M. M., Rocha, S. M., Gunther, W. M. R. (2018) *Organic Waste Composting and Vermicomposting as Sustainable Practice in Higher Education Institutions*. In: Towards Green Campus Operations. Springer, Cham, 159-173. http://doi.org/10.1007/978-3-319-76885-4_10

- Ceglie F. G, Abdelrahman H. (2014) Ecological Intensification through Nutrients Recycling and Composting in Organic Farming. In: *Composting for Sustainable Agriculture*. Springer International Publishing, 1–22. http://doi.org/10.1007/978-3-319-08004-8_1
- Chatterjee, N., Flury, M., Hinman C., Cogger, C. G. (2013) *Chemical and physical characteristics of compost leachates. A Review Report prepared for the Washington State Department of Transportation*. Washington State University.
- Chen, Y. (2016) A cost analysis of food waste composting in Taiwan. *Sustainability*, **8**(11), 1210. <http://doi.org/10.3390/su8111210>
- De Bertoldi, M. (2013) *The science of composting*. Springer Science & Business Media, 504 pp.
- Diaz, L., Savage, G. (2011) *Factors affecting the process*. In: Diaz, I. F. por Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. (Ed.). *Compost science and technology*. Elsevier, 49-65.
- Edjabou, M.E., Petersen, C., Scheutz, CH., Astrup, T.F. (2016). Food waste from Danish households: Generation and composition. *Waste Management*. **52**, 256–268. <http://doi.org/j.wasman.2016.03.032>
- Emino, E. R., Warman, P. R. (2004) Biological assay for compost quality. *Compost Science & Utilization*, **12**(4), 342-348. <http://doi.org/1065657X.2004.10702203>
- Faverial, J., Sierra, J. (2014) Home composting of household biodegradable wastes under the tropical conditions of Guadeloupe (French Antilles). *Journal of Cleaner Production*, **83**, 238-244. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.068>
- Ferreira, D. F. Sisvar. (1996). Disponível em: <http://www.dex.ufla.br/~danielff/programas/sisvar.html>
- Gauthier, M., Simard, L., Waaub, J.P. (2011) Public participation in strategic environmental assessment (SEA): critical review and the Quebec (Canada) approach. *Environmental Impact Assessment Review*, **31**, 48–60. <http://doi.org/doi.org/10.1016/j.eiar.2010.01.006>
- Guran, S., Mersýky, R., Specca, S., Brennan-Tonetta, M. (2019) *New Approaches for Solid Waste Management to Maximize Organic Waste Reutilization*. In: *Waste Valorisation and Recycling*. Springer, Singapore, 37-45. http://doi.org/10.1007/978-981-13-2784-1_4
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2008*. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro, 219 pp.
- Insam, H., Bertoldi, M. (2011) *Microbiology of the Composting Process*. In: Diaz, I. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. (Ed.). *Compost science and technology* Elsevier, 25-48.
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2012) *Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos*. Relatório de pesquisa. Brasília, 82 pp.
- Jeong, K., Kim, J. K., Ravindran, B., Lee, D. J., Wong, J. W., Selvam, A., Karthikeyan, O. P., Kwag, J. H. (2017) Evaluation of pilot-scale in-vessel composting for Hanwoo manure management. *Bioresource Technology*, **245**, 201-206. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.127>
- Liang, J., Yang, Z., Tang, L., Zeng, G., Yu, M., Li, X., Wu, H., Qian Y., Li, X., Luo, Y. (2017) Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost. *Chemosphere*, **181**, 281-288. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.081>
- Lima, L. C. (2015) *Avaliação de Diferentes Fontes de Carbono e Nitrogênio para Compostagem dos Resíduos Orgânicos do Restaurante Universitário da UFLA*. Dissertação (Mestrado), Curso de Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 94 pp.
- Lin, L. Xua, F., Gea, X., Li, Y. (2018) Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **89**, 151-167. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>
- Lleó, T., Albacete, E., Barrera, R., Font, X., Artola, A., Sánchez, A. (2013) Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. *Journal of cleaner production*, **47**, 70-76. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.011>

- Loan, L. T. T., Takahashi, Y., Nomurac, H., Yabeb, M. (2019) Modeling home composting behavior toward sustainable municipal organic waste management at the source in developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*, **140**, 65-71. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.08.016>
- Luo, Y., Liang, J., Zeng, G., Chen, M., Mo, D., Li, G., Zhang, D. (2018) Seed germination test for toxicity evaluation of compost: Its roles, problems and prospects. *Waste Management*, **71**, 109-114. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023>
- Karkanias, C., Perkoulidis, G., Moussiopoulos, N. (2016) Sustainable management of household biodegradable waste: lessons from home composting programmes. *Waste and biomass valorization*, **7**(4), 659-665. <http://doi.org/10.1007/s12649-016-9517-1>
- Kiehl, E. J. (1985) *Fertilizantes Orgânicos*. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda, 492 pp.
- Kiehl, E. J. (2004) *Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto*. 3ª ed. Piracicaba, SP, 171 pp.
- Manu, M. K., Kumar, R., Garg, A. Decentralized composting of household wet biodegradable waste in plastic drums: Effect of waste turning, microbial inoculum and bulking agent on product quality. *Journal of Cleaner Production*, **226**, 233-241, 2019. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.350>
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2017) *Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes e Corretivos*, Brasília: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 24 pp.
- Massukado, L. M., Schalch, V. (2010) Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares: Compost quality assessment from organic household waste composting. *Revista - DAE, Planaltina*, **5**(3), 1-7.
- Merkel, J. A. (1981) *Composting*. In: Managing livestock wastes. AVI, Westport, CT, 306-324.
- Orthodoxou, D., Pettitt, T. R., Fuller, M., Newton, M., Knight, N., Smith, S. R. (2015) An investigation of some critical physico-chemical parameters influencing the operational rotary in-vessel composting of food waste by a small-to-medium sized enterprise. *Waste and Biomass Valorization*, **6**(3), 293-302. <http://doi.org/10.1007/s12649-014-9332-5>
- Oviedo-ocaña, E. R., Dominguez, I., Komilis, D., Sánchez, A. (2019) Co-composting of green waste mixed with unprocessed and processed food waste: influence on the composting process and product quality. *Waste and Biomass Valorization*, **10**(1), 63-74. <http://doi.org/10.1007/s12649-017-0047-2>
- Park, J. H., Lamba, D., Paneerselvama, P., Choppalaa, G., Bolana, N., Chung, J. (2011) Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, **185**(2-3), 549-574. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.082>
- Polprasert, C. Koottatep, T. (2017) *Organic waste recycling: technology, management and sustainability*. IWA publishing, 538 pp.
- Raabe, R. (1981) *The Rapid Composting Method* [s/d]. (v.21251) Leaflet (University of California (System). Division of Agricultural Sciences), 03 pp. Disponível em: <http://vric.ucdavis.edu>
- Reis, M. F. P. (2005) *Avaliação do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 239 pp.
- Smith, S. R., Jasim, S. (2009) Small-scale home composting of biodegradable household waste: overview of key results from a 3-year research programme in West London. *Waste Management & Research*, **27**(10), 941-950. <http://doi.org/10.1177/0734242X09103828>
- Storino, F., Menéndez, S., Muro, J., Aparicio-Tejo, P. M., Irigoyen, I. (2017) Effect of feeding regime on composting in bins. *Compost Science & Utilization*, **25**(2), 71-81. <http://doi.org/10.1080/1065657X.2016.1202794>
- Tittarelli, F., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Civilini, M., Benedetti, A., Sequi, P. (2011) *Quality and Agronomic Use of Compost*. In: Diaz, I. F., de Bertoldi, M., Bidlingmaier, W. (Ed.). *Compost science and technology*. Elsevier, 119-152.
- Tumuhairwe, J. B., Tenywa, J. S., Otabbong, E., Ledin, S. (2009) Comparison of four low-technology composting methods for market crop wastes. *Waste Management*, **29**(8), 2274-2281. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.015>

- Vázquez, M. A., Sen, R., Soto, M. (2015) Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. *Bioresource technology*, **198**, 520-532. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.034>
- Vaverková, M. D. et al. (2020) Composting versus mechanical–biological treatment: Does it really make a difference in the final product parameters and maturity. *Waste Management*, **106**, 173-183. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.03.030>
- Vich, D. V., Miyamoto, H. P., Queiroz, L. M., Zanta, V. M. (2017) Household food-waste composting using a small-scale composter. *Revista Ambiente & Água*, **12**(5), 718-729. <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.1908>
- Zhang, L., Sun, X. (2016) Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, **48**, 115-126. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.032>
- Zhang, H.Y., Schuchardt, F., Li, G., Yang, J., Yang, Q. (2013) Emission of volatile sulfur compounds during composting of municipal solid waste (MSW). *Waste Management*, **33**, 957–963. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.11.008>
- Zorpas, A. A., Lasaridi, K., Pociovalisteanu, D. M., Loizia, P. (2018) Monitoring and evaluation of prevention activities regarding household organics waste from insular communities. *Journal of cleaner production*, **172**, 3567-3577. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.155>
- Zulkepli, N. E., Muis, Z. A., Mahmooda, N. A.N., Hashima, H., Hoa, W. S. (2017) Cost benefit analysis of composting and anaerobic digestion in a community: A review. *Chemical Engineering Transactions*, **56**, 1777-1782. <http://doi.org/10.3303/CET1756297>
- Williams, S. R., Zhu-Barker, X., Lew, S., Croze, B. J., Fallan, K. R., Horwath, W. R. (2019) Impact of Composting Food Waste with Green Waste on Greenhouse Gas Emissions from Compost Windrows. *Compost Science & Utilization*, **27**(1)1-11. <http://doi.org/10.1080/1065657X.2018.1550023>
- Wu, S., He, H., Inthapanya, X., Yang, C., Lu, L., Zeng, G., Han, Z. (2017) Role of biochar on composting of organic wastes and remediation of contaminated soils—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(20), 16560-16577. <http://doi.org/10.1007/s11356-017-9168-1>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

EDUCAÇÃO AMBIENTAL ATRÁVES DA DESTINAÇÃO AMBIENTALMENTE CORRETA DO ÓLEO VEGETAL APLICADA AOS COMECIANTES DO BAIRRO DA PEDREIRA EM BELÉM DO PARÁ NO BRASIL

* Juliana Cristina Ferreira de Lima¹
Luana Santana dos Santos¹
Odivany de Jesus Ferreira de Moraes¹

ENVIRONMENTAL EDUCATION THROUGH THE ENVIRONMENTALLY CORRECT DESTINATION OF VEGETABLE OIL APPLIED TO TRADERS IN THE NEIGHBORHOOD OF PEDREIRA IN BELÉM DO PARÁ IN BRAZIL

Recibido el 4 de junio de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The present work seeks to carry out a survey of information about the traders' knowledge regarding the handling and disposal of vegetable oil, showing the importance of environmentally correct disposal and an alternative for reuse, in addition to promoting environmental education with the interviewees. This study was carried out through data collection in the field, at the Pedreira Supply Complex in the city of Belém, capital of the state of Pará, located in the north of Brazil, with the application of a questionnaire to twelve food traders, regarding forms of disposal, reuse, disposal, and knowledge of the environmental damage caused by inadequate disposal and the perception of the collection of this waste by companies. The results obtained showed that 58% donated the oil and the rest of the traders performed the inappropriate disposal. All responded that they are unaware of the damage caused by the environmentally inappropriate disposal of vegetable oil. Those who are unaware of the reuse and destination of used vegetable oil correspond to 75%, and 83% do not know companies in the city of Belém that collect this vegetable oil. Therefore, there is a need to implement permanent and continuous educational programs for traders in the neighborhood of Pedreira, Belém do Pará, as these professionals were not aware of how to properly handle vegetable oil, how to properly dispose of it and how to reuse the waste. Therefore, it can be inferred that environmental education points out proposals centered on awareness, reuse and environmentally correct disposal not only of vegetable oil, but also of other solid residues, promoting sustainability and reducing the environmental impact.

Keywords: education, environmental preservation, public health, solid waste.

¹ Centro de Ciencias e Tecnologia, Universidade da Amazonia, Brasil.

* Autor correspondente: Avenida Alcindo Cacela, 287 - Belém, Pará, Brasil. Código Postal: 66060-902. Brasil. Email: pbaju12@outlook.com

Resumo

O presente trabalho busca realizar um levantamento de informações sobre o conhecimento dos comerciantes em relação ao manuseio e a destinação do óleo vegetal, mostrando a importância do descarte ambientalmente correto e uma alternativa de reutilização, além de promover a educação ambiental com os entrevistados. Este estudo desenvolveu-se através de coleta de dados em campo, no Complexo de Abastecimento da Pedreira na cidade de Belém, capital do estado do Pará localizada no norte do Brasil, com a aplicação de questionário, a doze comerciantes do ramo alimentício, referentes às formas de descarte, a reutilização, a destinação, e ao conhecimento dos danos ambientais causados pelo descarte inadequado e a percepção quanto a coleta desse resíduo por empresas. Os resultados obtidos mostraram que 58% doam o óleo e o restante dos comerciantes realiza o descarte inadequado. Todos responderam que não tem conhecimento sobre os danos causados pelo descarte ambientalmente inadequado do óleo vegetal. Aqueles que não tem conhecimento sobre a reutilização e destinação do óleo vegetal usado correspondem a 75%, e 83% não conhecem empresas na cidade de Belém que coletam esse óleo vegetal. Portanto, há a necessidade de implantação de programas educacionais permanentes e contínuos para os comerciantes do bairro da Pedreira, Belém do Pará, pois esses profissionais não tinham conhecimento em manusear corretamente o óleo vegetal, dar destinação adequada e a forma de reaproveitamento do resíduo. Diante disso, pode-se inferir que a educação ambiental aponta propostas centradas na conscientização, no reaproveitamento e na destinação ambientalmente correta não só do óleo vegetal, mas também de outros resíduos sólidos, promovendo a sustentabilidade e diminuindo o impacto ambiental.

Palavras chave: educação, preservação ambiental, saúde pública, resíduos sólidos.

Introdução

Em vigor desde agosto de 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) prevê uma série de diretrizes e metas de gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público. Entende-se como resíduos sólidos qualquer material, substância, objeto resultante de atividades humanas, que a destinação final se procede nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos onde suas particularidades tornem inviável o seu descarte na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso outras soluções técnicas ou que não seja viável economicamente (Brasil, 2010).

Nos termos da lei, todos que participam do ciclo de vida de um produto tem responsabilidades individualizada e compartilhada, como fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, dos consumidores e dos serviços públicos e do manejo de resíduo, para minimizar o volume dos resíduos sólidos e rejeitos gerados, promover o máximo reaproveitamento do resíduo e a sua reciclagem ou dar outra destinação final ambientalmente adequada para minimizar os impactos causados a saúde pública e preservação do meio ambiente (Brasil, 2010).

A responsabilidade compartilhada exige que todos se preocupem com os resíduos gerados e que não sejam descartados de maneira incorreta ou que fiquem acumulados em terrenos

despovoados. Uma vez que os resíduos podem ser reaproveitados ou reutilizados, como também buscar métodos para não gerar ou reduzir. Assim, os resíduos sólidos não podem ser vistos como algo sem utilidades, mas devem ser considerados como algo rentável e que promovem a sustentabilidade e a geração de emprego e renda (Lima *et al*, 2017)

Pode-se citar o óleo vegetal que é um dos resíduos sólidos gerados em grande quantidade em residências, bares, hotéis e restaurantes. Entretanto, após sua utilização nos processos de fritura é descartado nos ralos e bueiros, provocando a sobrecarga e entupimento nas redes que transportam esgoto para estação de tratamento (Lucena *et al.*, 2014). Os descartes inadequados são decorrentes da desinformação, falta de consciência ambiental e da ausência de práticas educativas que envolvam a participação da população (Souza *et al*, 2016).

No Brasil são descartados 9 bilhões de litros/ano de óleo vegetal ou animal e que apenas 2.5% é reciclado (Salles, 2010). Dessa forma, boa parte o óleo vegetal ou animal é descartado de forma inadequada no meio ambiente. Entretanto, a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 430/11, Art. 16°, determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora devem ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedçam às condições e padrões previstos neste artigo (CONAMA, 2011). Para essa resolução, os lançamentos de efluentes dos óleos vegetais e gorduras animais não devem ultrapassar 50 mg/L no corpo receptor. Uma vez que os óleos vegetais e animal são insolúveis em água, sendo assim um possível poluidor, caso seja descartado inadequadamente. Entretanto, quando o óleo vegetal é reciclado ou reaproveitado pode gerar uma oportunidade de geração de emprego e renda, promovendo o desenvolvimento sustentável.

As formas de reaproveitamento do óleo vegetal pós-consumo ainda são desconhecidas, principalmente para aqueles que utilizam esse resíduo constantemente. Acredita-se que reciclagem do óleo vegetal pode diminuir significativamente o impacto do descarte irregular desse resíduo ao meio ambiente, aos lixões de céu aberto e a saúde humana. Além disso, a reciclagem possibilita a sustentabilidade, a fabricação e comercialização de diversos produtos, como sabão líquido ou em barra, tintas, biodiesel e outros (Gouveia, 2012).

Diante do exposto, a educação ambiental é uma importante ferramenta de transformação da sociedade, que estimula a formação de novos valores e impulsiona o conhecimento do ser humano e provoca a percepção dos problemas ambientais ao seu redor. Integrar programas ambientais nos bairros envolvendo a participação da população e dos comerciantes possibilita a sensibilização para a importância da destinação correta dos resíduos sólidos e para a preservação do meio ambiente e da saúde humana (Mattar, 2015).

Assim, o presente trabalho busca realizar um levantamento de informações sobre o conhecimento dos comerciantes em relação ao manuseio e destinação do óleo vegetal, como também apresentar a importância do descarte ambientalmente correto e uma alternativa de reutilização, além de promover a educação ambiental com os entrevistados.

Formulação um problema

Estima-se que um litro de óleo de cozinha pode poluir cerca de 25.000 litros de água (Pereira, 2006). A destinação inadequada resulta na obstrução das redes coletoras e das estações de tratamento, além de impermeabilizar solos, poluir rios e lençóis freáticos (Ribeiro, 2009). Diante dos riscos ao ambiente e, conseqüentemente, às diversas formas de vida se fazem necessárias medidas socioambientais em relação a este resíduo, acerca da destinação adequada e do seu reaproveitamento na produção de sabão. Essa medida se constitui em uma forma de preservação ambiental, bem como em uma possibilidade de geração de renda. Assim são necessárias ações que envolvam a participação da população, principalmente, aquela parcela que realiza atividades econômicas usando o óleo vegetal, pois resultará em quantidades significativas de resíduos gerados. Diante do exposto, a pesquisa tem como proposta a realização das atividades que objetivam promover a educação ambiental e incentivem atitudes assertivas referente à sustentabilidade.

Metodologia

Este estudo desenvolveu-se através de coleta de dados em campo, a partir de entrevistas com os comerciantes que atuam no Complexo de Abastecimento do bairro da Pedreira (CAP) na cidade de Belém, capital do estado do Pará localizado no norte Brasil. No CAP encontra-se 238 comerciantes, dentre esses, foi selecionados uma amostra representativa de 12 profissionais do ramo alimentício para realização da pesquisa. A obtenção dos resultados se deu com a aplicação de questionário, aos doze profissionais entrevistados, referentes às formas de descarte, a reutilização e a destinação, ao conhecimento dos danos ambientais causados pelo descarte inadequado e as informações quanto à coleta desse resíduo por empresas. Na entrevista, apresentaram-se informações a comunidade sobre os malefícios da prática de descarte inadequado de óleo vegetal e a oportunidade de ganhos social, ambiental e econômico com as práticas de doar ou reutilizar o material para fabricar sabão.

Área do estudo

De acordo com a Figura 1, o Complexo de Abastecimento da Pedreira (CAP) fica localizado em Belém capital do estado do Pará, região norte localizado no Brasil. O local apresenta cerca de 300 metros quadrados e abriga 238 trabalhadores que comercializam frutas regionais, temperos, ervas, artesanatos, conserto de aparelhos eletrônicos, roupas, comidas típicas e outros (G1- Pará, 2013).

O CAP funciona como um local complementar ao Mercado da Pedreira que comercializa mercadorias como peixes, aves, carnes, frutas e verduras. Esses locais são muito procurados por moradores do bairro da Pedreira, sendo um local ideal para implantação de programas de educação ambiental permanente e contínuo. Segundo os comerciantes do CAP, não tem nenhuma atividade educativa realizado nesse Complexo para promover a educação ambiental tanto para os comerciantes como para os clientes.

Para elaboração do mapa, utilizou-se o software de Sistema de Informação Geográfica (SIG) livre e gratuito, Qgis versão 2.18 e dados de base cartográfica contínua do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Dos quais se usou shapefiles como de hidrografia, municípios, localidades e limites.

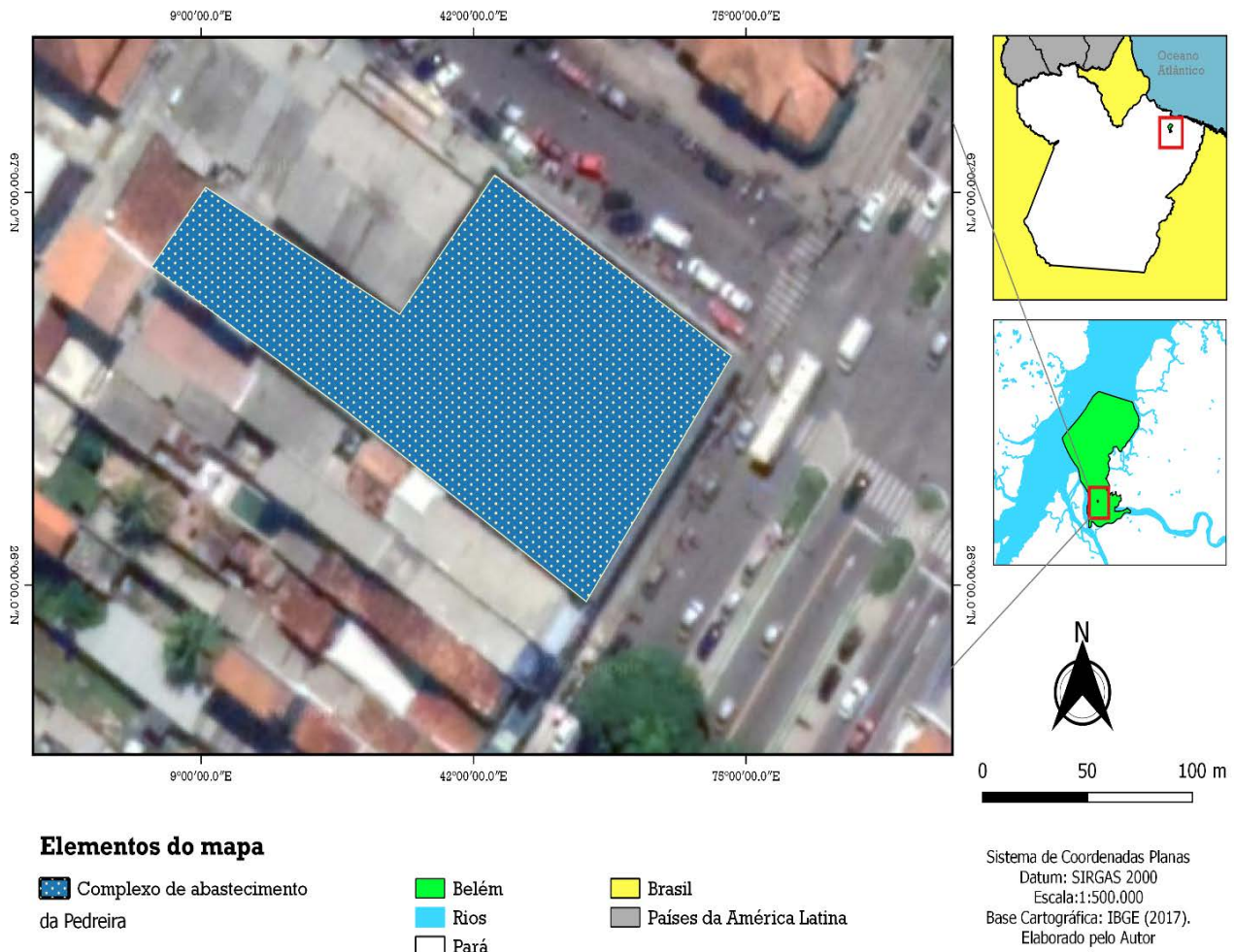


Figura 1. Localização do Complexo de Abastecimento da Pedreira (Belém-PA).

Resultados e discussões

O Gráfico 1, demonstra que 42% dos comerciantes do Complexo de Abastecimento da Pedreira descartam o óleo no ralo da pia, enquanto 58% doam para reciclagem. Após a resposta do questionário foram apresentadas às formas corretas de destinação ambientalmente adequada do resíduo aos comerciantes. O óleo vegetal utilizado quando descartado na pia ou vaso sanitário acumula-se nas paredes das canalizações e retém outros resíduos. Dessa forma, ocorrem entupimentos as tubulações e sobrecarregam o sistema de esgoto com sérios problemas para manutenção das redes e aumentam os custos para reparos e consertos. Logo, traz prejuízos para o meio ambiente e a sociedade (SABESP, 2015).

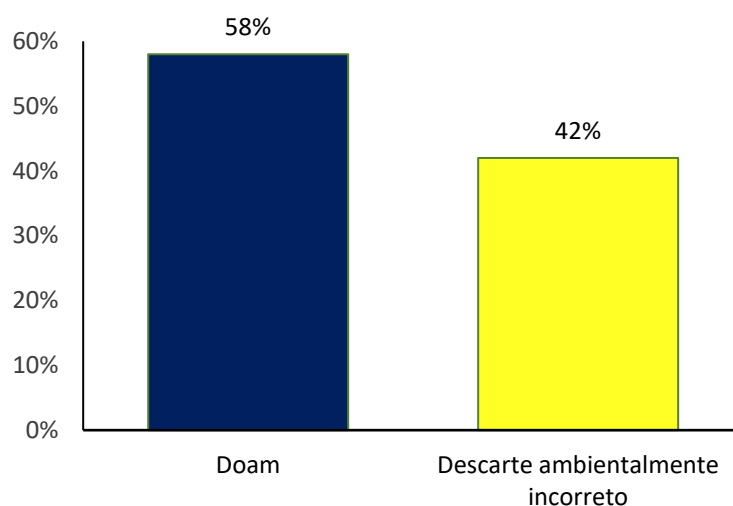


Gráfico 1. Formas de descarte do óleo vegetal adotadas pelos comerciantes.

O gráfico 2 demonstra que 75% dos entrevistados não tem conhecimento sobre a reutilização e destinação do óleo vegetal usado, enquanto 25% conhecem como o resíduo pode ser reaproveitado e qual a destinação correta desse resíduo. A falta de conhecimento dos comerciantes sobre formas de reutilização do óleo vegetal pode ser consequência da ausência de projetos de conscientização ambiental no Complexo de Abastecimento da Pedreira, em Belém do Pará (Jacobi, 2003).

Ao analisar o Gráfico 3, verifica-se que 100 % dos entrevistados não tem conhecimento sobre os danos causados pelo inadequado do óleo vegetal. Assim, a falta de conhecimento dos comerciantes pode contribuir com muitos impactos negativos para as redes coletoras de esgoto

e ao meio ambiente, como entupimento dos bueiros, contaminação do solo e outros danos (Rodrigues *et al*, 2013). Vale ressaltar que durante a pesquisa todos os entrevistados receberam informações corretas sobre os danos que óleo vegetal causa ao meio ambiente, a forma adequada de armazenamento e em pontos de coletas desse resíduo no bairro da Pedreira, Belém-PA. Dessa forma, foi possível promover educação ambiental para os comerciantes.

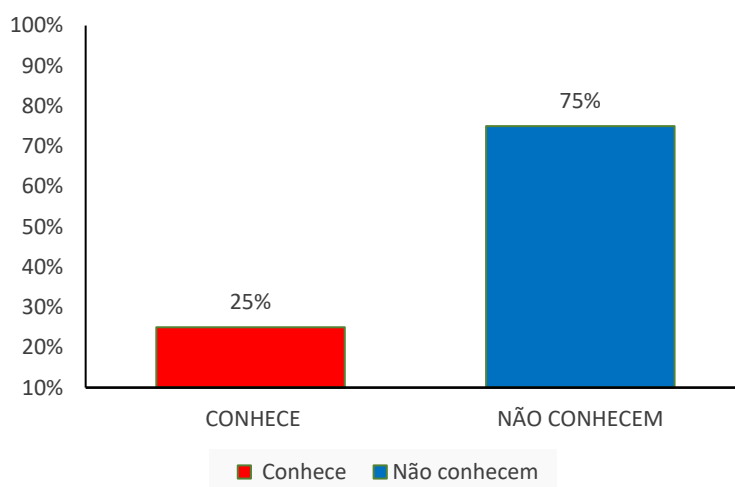


Gráfico 2. Sobre a reutilização e destinação do óleo vegetal usado.

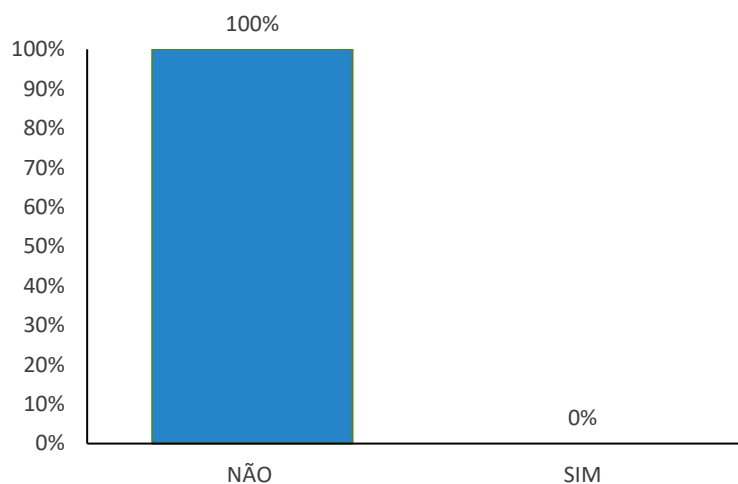


Gráfico 3. Conhecimento sobre os danos causados pelo descarte irregular.

O Gráfico 4 demonstra que dos 12 comerciantes entrevistados, 83% não tem informações de empresas que coletam esse resíduo na cidade de Belém. Enquanto que 17% conhecem empresas que recolhem o óleo vegetal. É importante ressaltar que a Região Metropolitana de Belém possui várias empresas que coletam óleo de cozinha, realizando a reciclagem de óleo vegetal. Outro exemplo é empresa concessionária de energia elétrica do estado do Pará que trabalha com a troca de recicláveis, incluindo esse resíduo, oferecendo desconto na conta de energia das famílias que contribuïrem com esses materiais (G1- Pará, 2017)

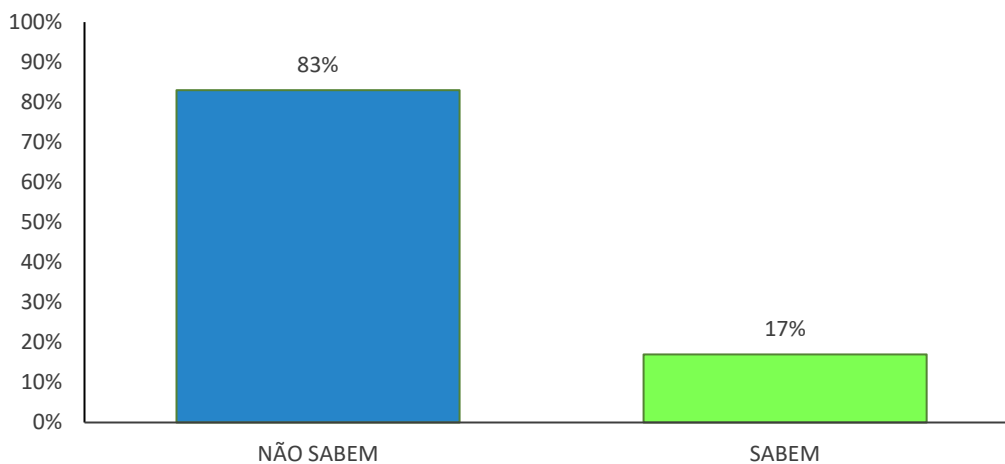


Gráfico 4. Percepção dos comerciantes sobre a coleta de óleo vegetal por empresas na cidade de Belém.

Considerações Finais

Há a necessidade de implantação de programas educacionais permanentes e contínuos para os comerciantes do bairro da Pedreira, Belém do Pará. Pois, os comerciantes não tinha conhecimento em manusear corretamente o óleo vegetal e dar destinação ambientalmente adequada e a forma de reaproveitamento do óleo vegetal. Uma vez que o óleo vegetal é utilizado constantemente pelos comerciantes.

Os comerciantes aprenderam sobre a destinação correta, sua importância e os danos ambientais que podem ser originados pelo resíduo. Como também, a forma correta de se armazenar o óleo vegetal pós o uso que deve estar em temperatura ambiente e ser armazenada em garrafas plástica com tampa, para evitar odores e insetos, assim poderá ser entregue em empresas que coletam esse resíduo. Portanto, a educação ambiental foi promovida entre os participantes da pesquisa. É importante ressaltar que sensibilizar e conscientizar a sociedade requer uma mudança de hábito, então, as atividades de educação ambiental devem ser contínuas.

Diante disso, pode-se inferir que a educação ambiental aponta propostas centradas na conscientização, no reaproveitamento e na destinação ambientalmente correta não só do óleo vegetal, mas também de outros resíduos sólidos, promovendo a sustentabilidade e diminuindo o impacto ambiental.

Referências bibliográficas

- Brasil (2010) *Lei Federal 12.305 de 2010. A Política Nacional de Resíduos Sólidos* (PNRS). Acesso dia 03 de março de 2020, disponível em : http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2011) *Resolução N°430 Padrões de lançamento de efluentes*. Acesso dia 03 de março de 2020, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- G1- Pará (2013) *Ambulante são remanejados para complexo de abastecimento*, O portal de notícias da globo Pará. Acesso em 02 de abril de 2020, disponível em: <http://g1.globo.com/pa/para/noticia/2013/02/ambulantes-sao-remanejados-para-complexo-de-abastecimento.html>
- G1- Pará, (2017) *Novos postos do Ecocelpa são inaugurado na região metropolitana de Belém*, *O portal de Notícias da Globo Pará*. Acesso em 02 de abril de 2020, disponível em <https://g1.globo.com/pa/para/noticia/novos-postos-do-ecocelpa-sao-inaugurados-na-regiao-metropolitana-de-belem.ghtml>
- Gouveia, N. (2012) *Resíduos sólidos urbanos: impactos sociambientais e perspectiva de manejo sustentável com incluso social*, *Ciências saúde e coletividade*, **17**(6), 1505-1510. Acesso em 02 fevereiro de 2020, disponível em : https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81232012000600014
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012) *Cidades@*. Censo demográfico. Acesso em 06 maio. 2020, disponível em: www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm
- Jacobi, P. (2003). *Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade*. *Caderno de Pesquisa* **1**(118), 189-205. <https://doi.org/10.1590/S0100-15742003000100008>
- Lima, J.E.S., Zambon, P.C. (2017). *O papel da empresa na responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e na logística reversa*. *Brazilian Business Law Journal* **1**(7), 135-146. <http://dx.doi.org/10.21902/AdminRev.2316-7548.v1i12.2149>
- Lucena, K. P., ALBURQUERQUE, W. G., MOURA, F. E. (2014) *Alternativas ambientais: reciclagem do óleo de cozinha na fabricação de sabão*, *Informativo Técnico do Semiárido*, **8**(2), 08-14. Acesso em 13 de outubro de 2017, disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/INTESA/article/download/3066/3082>
- Mattar, S. *Por que é importante discutir educação ambiental* (2015), *Administradores.com*. Consultado em 03 de abril de 2020, disponível em: <https://administradores.com.br/noticias/por-que-e-importante-discutir-educacao-ambiental-na-escola>
- Pereira, D. (2006) *Óleo de fritura - o problema tem solução*. Consultado em 15 de outubro de 2017, disponível em: <http://www.sermelhor.com.br/ecologia/oleo-de-fritura-o-problema-tem-solucao.html>
- Ribeiro, I. (2009) *O destino do óleo de fritura, Ser melhor conquiste sua empresa*. Consultado em 20 de novembro, disponível em: <https://www.biodieselbr.com/noticias/em-foco/destino-oleo-cozinha-27-07-09.htm>
- Rodrigues, N. Z., Carbone, V. C. A. (2013) *O destino do óleo de cozinha usado: Um estudo de caso na cidade de Palmeira d'oeste/SP*, 13º Congresso Nacional de Iniciação Científica. Campinas, São Paulo, Brasil.
- SABESP, Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (2015) Acesso em 20 de novembro de 2018, disponível em: <http://site.SABESP.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=82>
- Salles, F. S. F. (2010) *Impacto ambiental causado pelo óleo Vegetal*, Monografia, Programa de Pós-graduação lato Sensu em Gestão Ambiental, Instituto a Vez do Mestre, Universidade Candido Mendes do Rio de Janeiro, 36 pp.
- Souza, M. L., Campos, R.F.F., Borga, T. (2016) *Educação Ambiental: Um estudo exploratório no bairro Abraão dos Santos Maciel do município de Lebon Régis (SC)*, *Revista Professare*, **6**(1), 31-44. Acesso em 12 de outubro de 2017, disponível em: <https://periodicos.uniarp.edu.br/professare/article/download/1042/560>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISIS COMPARATIVO EN LA IMPLEMENTACIÓN DE MATRICES PARA PRIORIZACIÓN DE RIESGOS EN EL MUNICIPIO DE PEREIRA, COLOMBIA

Cristian Camilo Fernández Lopera¹
Maria Isabel da Silva Nunes¹

COMPARATIVE ANALYSIS IN THE IMPLEMENTATION OF MATRICES FOR THE RISK PRIORITIZATION IN THE MUNICIPALITY OF PEREIRA, COLOMBIA

Recibido el 15 de julio de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

The present work is framed in the methods and techniques of disaster risk assessment and management used in various territorial contexts to understand the social, natural and socio-natural processes that determine the risk of the occurrence of a disaster. This work aims to apply the methodologies of the Oregon Emergency Management of the United States of America and the National Civil Protection Authority of Portugal for the prioritization of risk at the local level, taking as a case study the municipality of Pereira, Colombia. To achieve the defined objective, a review of the DesInventar (international) and VISOR (national) emergencies and disasters databases was performed, these databases with information available for the study area, thus, the main types of events recorded in the period of 93 years (1926-2019) were identified. Finally, with the application of the mentioned methodologies, the priorities for risk intervention in the municipality under study were defined. The priority risks in the municipality of Pereira and their order of prioritization (from the highest priority to the least priority) are mass movements, floods, earthquakes and strong winds.

Keywords: Colombia, natural and socionatural hazards, risk assessment, risk characterization, risk matrices.

¹ University of Coimbra, Centre for Social Studies, Institute of Interdisciplinary Research, Portugal.

² Centre for Environmental and Marine Studies, Dep. of Environment and Planning, University of Aveiro, Portugal.

Autor correspondal: Colégio de São Jerónimo, Largo D. Dinis, apartado 3087, 3000-995 Coimbra-Portugal. Email: camilofernandez@ces.uc.pt

Resumen

El presente trabajo se enmarca en los métodos y técnicas de evaluación y gestión del riesgo de desastres usados en diversos contextos territoriales con el objetivo de entender los procesos sociales, naturales y siconaturales que determinan el riesgo de la ocurrencia de un desastre. Este trabajo tiene por objetivo aplicar las metodologías de la *Oregon Emergency Management* de los Estados Unidos de América y de la Autoridad Nacional de Protección Civil de Portugal para la priorización de riesgo en el nivel local, tomando como caso de estudio el municipio de Pereira, Colombia. Para el logro del objetivo definido, se realizó una revisión de las bases de datos de emergencias y desastres DesInventar (internacional) y VISOR (nacional), dichas bases de datos con información disponible para el área de estudio, así, se identificaron los principales tipos de eventos registrados en el periodo de 93 años (1926-2019). Finalmente, con la aplicación de las metodologías mencionadas, fueron definidas las prioridades de intervención de los riesgos en el municipio objeto de estudio. Los riesgos prioritarios en el municipio de Pereira y su orden de priorización (del más prioritario al menos prioritario) son: movimientos en masa, inundaciones, sismos y vendavales.

Palabras clave: Colombia, amenazas naturales y siconaturales, evaluación del riesgo, caracterización del riesgo, matrices de riesgo.

Introducción

Los riesgos de origen natural son aquellos que su configuración depende de un fenómeno meramente natural (p. ej. sismo, ciclón tropical o actividad volcánica). Los riesgos de origen siconatural se refieren a los que en su origen depende de fenómenos naturales, pero en su desarrollo y configuración intercede el ser humano (p. ej. inundaciones, movimientos en masa, avenidas torrenciales) (UNGRD, 2017). Los riesgos de desastres están definidos por las características de la exposición, la vulnerabilidad y las amenazas, siendo siempre los contextos ambiental, socioeconómico, y político, factores determinantes del aumento o disminución de la complejidad del sistema sobre el que se pueden manifestar emergencias o desastres; en este sentido, el análisis del riesgo permite desagregar la complejidad sin perder la visión del todo, a través de un proceso racional de reducción, estando siempre presente el enfoque preventivo sobre el riesgo y los desastres (Azevedo de Almeida, 2010).

En Colombia, el 80% de los municipios se definen con las categorías 5 y 6 (la Ley No. 1551 de 2012 establece 7 categorías y se basan en criterios de: situación geográfica, importancia económica, ingresos corrientes y número de habitantes. Los municipios cercanos la categoría 6 son los que menos población y recursos presentan). Este hecho se traduce en territorios con pocas capacidades económicas e institucionales para realizar análisis complejos sobre las condiciones del riesgo. Esta situación significa que en muchos municipios la Gestión de Riesgo de Desastres (G.R.D.) no se lleva a cabo de manera mínimamente técnica y/o planificada, sino respondiendo a emergencias cotidianas. Por tanto, una de las principales limitaciones para dirigir las acciones de G.R.D. es la falta de criterios de priorización como soporte a las actividades de planificación.

En el contexto colombiano y, de acuerdo con la Ley No. 1523 de 2012, el proceso de Conocimiento de Riesgos comprende cuatro subprocesos entre los que se ubica la caracterización de escenarios de riesgo y el análisis del riesgo. Para conocer el riesgo, es necesario evaluar las características del territorio en estudio, es decir, las amenazas y la vulnerabilidad, que, entre otras cosas, pueden estudiarse a través de los impactos históricos negativos que han ocurrido en el territorio. Estos impactos pueden analizarse a través de bases de datos de registros de emergencias y desastres. Colombia se caracteriza por tener registros históricos consolidados, siendo las bases de datos más conocidas DesInventar (UNDRR, 2020) y VISOR (UNGRD, 2020), esta última utilizada de manera oficial por parte de las autoridades gubernamentales del país. Con base en el conocimiento del comportamiento histórico de los eventos, es posible aplicar metodologías de priorización sobre las cuales, las autoridades puedan apoyarse para la implementación del proceso de conocimiento del riesgo.

En consecuencia, el presente estudio buscó brindar métodos y técnicas para la evaluación del riesgo, teniendo como objetivo principal, priorizar los riesgos en el nivel local, tomando como caso de estudio el municipio de Pereira, Colombia. El trabajo se desarrolló a través de cuatro componentes que incluyeron: una breve presentación del área de estudio, una descripción detallada de cada una de las metodologías utilizadas y las bases de datos consultadas. Posteriormente se realizó un análisis de los registros de eventos históricos de emergencias y desastres, la aplicación de dos metodologías: Autoridad Nacional de Protección Civil – A.N.P.C. de Portugal (ANPC, 2009) y *Oregon Emergency Management* – O.E.M. de los Estados Unidos de América (OEM, 2008). Finalmente, fueron elaboradas conclusiones que expresan las ventajas y desventajas de la aplicación de metodologías de manera comparativa y los resultados de la priorización.

El presente trabajo tuvo como objetivo priorizar los riesgos en el contexto local del municipio de Pereira, Colombia, aplicando, de manera comparativa dichas metodologías. La priorización, que es el producto final del presente trabajo, busca representar una contribución clara y concisa a la comprensión de los riesgos y desastres en el área de estudio, de igual forma brinda una herramienta de apoyo a la toma de decisión para el direccionamiento de recursos para la implementación de acciones de conocimiento del riesgo, reducción del riesgo, exposición/vulnerabilidad y manejo de los desastres, en el marco de un plan municipal de G.R.D. o cualquier otro instrumento de planificación ambiental territorial.

Área de estudio

El municipio de Pereira, capital del departamento de Risaralda, se encuentra en la vertiente Occidental de la Cordillera Central. Limita al Norte con los municipios de Dosquebradas, La Virginia, Marsella y Santa Rosa de Cabal, por el Sur con el departamento de Quindío, por el Este con el departamento de Tolima y por el Oeste con el departamento del Valle del Cauca (Fernández C., 2015) (Figura 1).

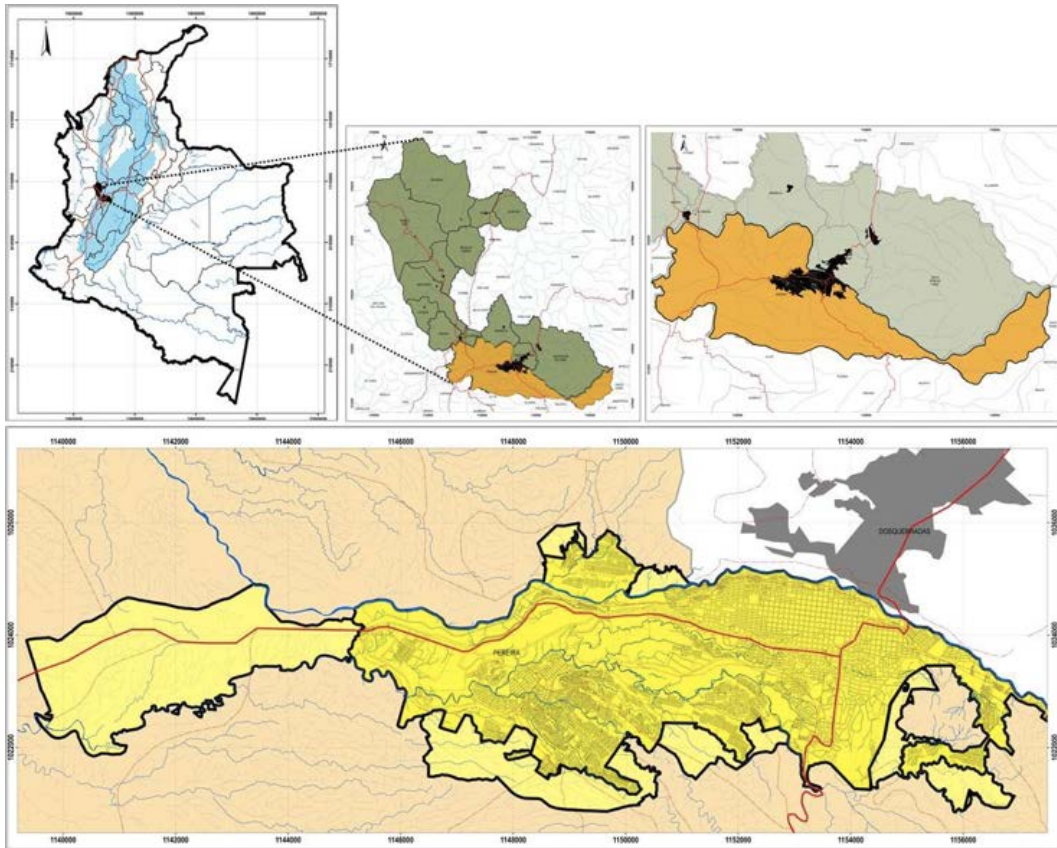


Figura 1. Municipio de Pereira en el contexto nacional y departamental (Vásquez, 2018).

A una altura de 1,411 m.s.n.m., tiene una temperatura de 21 °C y una precipitación mensual promedio de 2,100 mm. La mayor parte del territorio es montañoso y su ubicación genera diversidad de microclimas, áreas de vida, relieves y paisajes (CARDER, 2010). Presenta un régimen de precipitación bimodal con un máximo en los meses de mayo y octubre.

La población total de las zonas urbanas y rurales es de 478,931. La población en el área urbana es 406,348 y en la zona rural 72,583. Del total, 47.24% son hombres (226,227) y 52.76% son mujeres (252,704). El área de estudio tiene una gran diversidad étnica, siendo el grupo étnico predominante negro, mulato y afrocolombiano (5.7% del total de la población municipal). El grupo étnico indígena representa el 0.75% de la población, mientras que la población de las islas de San Andrés, Providencia y Santa Catalina solo el 0.008%. Los tres grupos étnicos se concentran en el área urbana. La tasa de alfabetización del municipio es del 96%, dentro de la categoría "muy alta", que está por encima del promedio nacional (90.1%). La cobertura del servicio eléctrico es del 100% y el suministro de agua es del 99.9%, la cobertura del servicio de saneamiento es del 99%, la telefonía del 90% y el gas natural del 80% (SPM, 2019).

Metodología

Las metodologías adoptadas en este trabajo buscaron priorizar los riesgos contenidos en un área territorial específica. La priorización permite identificar los riesgos que tienen el mayor impacto y recurrencia en el área de estudio. Por consiguiente, el trabajo se realizó mediante la evaluación de factores externos e internos para cada riesgo relacionados a través de matrices. Las siguientes secciones presentan las características generales y las instrucciones para la aplicación de las metodologías.

Como insumo para el desarrollo de matrices de priorización de riesgos, se consultaron bases de datos de registros de eventos históricos de emergencias y desastres con información disponible y consistente. Al tratarse de un análisis histórico, se procuró tener el mayor número posible de registros, para ello, fueron consultadas la base de datos DesInventar, con información de 1926 a 2018 y la base de datos VISOR-U.N.G.R.D. con información de 1998 a 2019. Para este trabajo, se decidió unificar las dos bases de datos para lograr un período constante de 93 años. Es de resaltar que, para la investigación histórica en Colombia, se utiliza DesInventar, pero la base de datos oficialmente reconocida y administrada por instituciones gubernamentales es VISOR.

Las áreas de estudio seleccionadas en las bases de datos fueron tanto rurales como urbanas y los tipos de eventos fueron naturales (vendavales, sequías y sismos) y socionaturales (avenidas torrenciales, movimientos en masa, inundaciones e incendios de la cobertura vegetal).

Con el objetivo de una priorización inicial a través de registros históricos, se realizó un análisis de recurrencias e impactos por tipo de evento, que incluyó ocurrencias por año en el período 1926-2019, porcentaje de participación de registros históricos, afectaciones por tipo de evento, número de registros de viviendas afectadas, averiadas y destruidas, número de vías afectadas, centros de salud e instituciones educativas afectadas y, número de registros de afectaciones en la infraestructura de suministro de agua potable y saneamiento.

De los siete tipos de eventos analizados a través de las bases de datos, fueron seleccionados los cuatro más relevantes en términos de recurrencia e impacto. Para conocer el orden de priorización dichos eventos, fueron sometidos a análisis mediante matrices de riesgo, con el objetivo de categorizar (muy bajo, moderado, alto, extremo) un evento determinado. El propósito de la aplicación de la matriz de la A.N.P.C. fue exponer un caso netamente heurístico-cualitativo. Por su parte la aplicación de la matriz de la O.E.M. buscó la exposición de un caso heurístico-cuantitativo con factores multiplicadores. La aplicación de las dos metodologías se realizó en aras de comparar y complementar el factor multiplicador (un hecho que requiere un uso más preciso de la información relacionada con los factores de evaluación de riesgos, por ejemplo, vulnerabilidad y peor escenario) de la O.E.M. con los criterios indicativos de A.N.P.C.

Matriz de riesgo de la Autoridad Nacional de Protección Civil

La A.N.P.C. de Portugal utiliza una matriz de riesgo basada en el grado de severidad y probabilidad asociada al riesgo en estudio. Con base en los escenarios seleccionados y los elementos identificados en la situación de referencia, se debe estimar el grado de gravedad asociado a la ocurrencia de cada escenario para cada riesgo específico (ANPC, 2009). Los criterios para definir los grados de probabilidad se muestran en la Tabla 1 y, los correspondientes a la definición de los grados de gravedad se presentan en la Tabla 2.

Tabla 1. Criterios cualitativos para categorización del grado de probabilidad de eventos, según la metodología de la A.N.P.C. (adaptado de ANPC, 2009).

Probabilidad	Descripción
Elevada	Se espera que ocurra en casi todas las circunstancias Y/o presenta nivel elevado de incidentes registrados Y/o fuertes evidencias Y/o fuerte probabilidad de ocurrencia del evento Y/o fuertes razones para ocurrir Y/o puede ocurrir una vez por año o más
Media-Alta	Y/o ocurrirá probablemente en casi todas las circunstancias Y/o registros regulares de incidentes y razones fuertes para que ocurra Y/o pueden ocurrir una vez en cada cinco años Puede ocurrir una vez en periodos de 5-10 años
Media	Podrá ocurrir en algún momento Y/o con una periodicidad incierta, aleatoria y con pocas razones para que ocurra Puede ocurrir una vez en cada 20 años Puede ocurrir una vez en periodos de 20-50 años
Media-Baja	No es probable que ocurra No hay registros o razones que lleven a estimar la probabilidad de ocurrencia Pueden ocurrir una vez cada 100 años
Baja	Podrá ocurrir apenas en circunstancias excepcionales Puede ocurrir una vez cada 500 años o más

La clasificación del grado de gravedad del evento se realiza a través de cinco categorías (Residual, Reducida, Moderada, Acentuada y Crítica) y el impacto se presenta a través de tres componentes del territorio (Población, Medio Ambiente y Socioeconómico); cada impacto tiene una descripción que permite su clasificación. En cuanto al grado de probabilidad de ocurrencia del evento, existen cinco categorías (Baja, Media-baja, Media, Media-alta, Alta) con su respectiva descripción que permite la clasificación del evento.

Una vez que se han identificado los grados de probabilidad de ocurrencia del evento y la gravedad de los eventos que se muestran en las tablas 1 y 2, los riesgos se evalúan mediante una matriz de

categorización (Figura 2) que identifica el grado de riesgo asociado: Extremo, Elevado, Moderado o Bajo. La aplicación tanto de las tablas como de la matriz se aplica a cada uno de los riesgos priorizados inicialmente a través de las bases de datos.

Tabla 2. Criterios cualitativos para categorización del grado de gravedad de las consecuencias de los eventos según la metodología de la A.N.P.C (adaptado de ANPC, 2009).

Clasificación	Impacto	Descripción
Residual	Población	No hay heridos ni víctimas mortales. No hay cambios ni desplazamiento de personas o solo de un número restringido, por un período corto (hasta 12 horas). Poco o ningún personal operativo de respuesta a emergencia necesario (no hay apoyo monetario ni material). Daños irrelevantes.
	Ambiente	No hay impacto en el ambiente
	Socio-económica	No hay o hay un nivel reducido de afectaciones en la comunidad. No se registran pérdidas financieras.
Reducida	Población	Pequeño número de heridos, sin víctimas mortales. Algunas hospitalizaciones y evacuación de personas por un periodo de tiempo inferior a 24 horas. Se requiere de algún personal de apoyo y refuerzo de respuesta a emergencias. Algunos daños.
	Ambiente	Pequeño impacto en el ambiente sin efectos duraderos.
	Socio-económica	Disrupción (inferior a 24 horas). Registra algunas pérdidas económicas.
Moderada	Población	Tratamiento médico necesario de algunas personas, pero sin víctimas mortales. Algunas hospitalizaciones. Evacuación de personas por un periodo de 24 horas. Se requiere de algún personal técnico y se registran algunos daños.
	Ambiente	Pequeño impacto en el ambiente sin efectos duraderos.
	Socio-económica	Alguna afectación en la comunidad (menos de 24 horas). Algunas pérdidas financieras.
Acentuada	Población	Registra un número elevado de heridos y de hospitalizaciones. Número elevado de evacuaciones de personas por un periodo superior a 24 horas. Registra víctimas mortales. Requiere de recursos externos a los del municipio para soporte al personal de respuesta. Daños significativos que exigen recursos externos.
	Ambiente	Algunos impactos con efectos de largo plazo.
	Socio-económica	Funcionamiento parcial de la comunidad con suspensión de servicios básicos. Registra pérdidas financieras significativas y requiere de ayuda financiera.
Crítica	Población	Registra gran número de heridos y de hospitalizaciones. Evacuación de personas a gran escala con larga duración. Significativo número de víctimas mortales. Se requiere personas de apoyo y refuerzos para el manejo del desastre.
	Ambiente	Impacto ambiental significativo y/o daños permanentes.
	Socio-económica	La comunidad no es capaz de funcionar sin apoyos externos significativos.

Probabilidad elevada	Riesgo bajo	Riesgo moderado	Riesgo elevado	Riesgo extremo	Riesgo extremo
Probabilidad media-alta	Riesgo bajo	Riesgo moderado	Riesgo elevado	Riesgo elevado	Riesgo extremo
Probabilidad media	Riesgo bajo	Riesgo moderado	Riesgo moderado	Riesgo elevado	Riesgo extremo
Probabilidad media-baja	Riesgo bajo	Riesgo bajo	Riesgo moderado	Riesgo elevado	Riesgo extremo
Probabilidad baja	Riesgo bajo	Riesgo bajo	Riesgo moderado	Riesgo moderado	Riesgo elevado
	Gravedad residual	Gravedad reducida	Gravedad moderada	Gravedad acentuada	Gravedad crítica

Figura 2. Matriz de riesgo indicativo para la categorización y priorización de eventos con base en registros históricos (adaptado de ANPC, 2009).

Matriz de riesgo de la Oregon Emergency Management

La matriz de la O.E.M. de los Estados Unidos es una metodología que produce puntajes que varían entre 24 puntos, mínimo posible y 240 puntos, máximo posible. Los dos factores clave de esta metodología son el análisis de la vulnerabilidad y la probabilidad, con la vulnerabilidad contribuyendo aproximadamente un 60% al resultado final y la probabilidad con un 40% (Azevedo de Almeida, 2010). La principal ventaja de utilizar esta metodología es clasificar un riesgo dado en relación con otros.

La aplicación de esta metodología culmina con el diligenciamiento de una matriz que muestra la clasificación de los diferentes riesgos identificados. Para diligenciar la matriz y analizar la clasificación de riesgos en estudio, la Severidad (S) se debe multiplicar por los Factores de Peso (FP). El FP es un valor constante establecido por la metodología, pero la S se establece consultando los criterios de valoración de cada *subscore* (ocurrencia de eventos históricos, vulnerabilidad, peor escenario y probabilidad) para clasificar el *subscore* en Bajo, Medio o Elevado; con esta clasificación, se puede asignar un valor numérico (entre 1 y 3; entre 4 y 7; entre 8 y 10) a la S y luego multiplicar $FP \times S = \text{Subscore}$.

Clasificación de la Severidad: Baja - valor más adecuado entre 1 y 3; Media - valor más adecuado entre 4 y 7; Elevada - valor más adecuado entre 8 y 10.

De igual forma, para la estimación de las categorías es asignado un FP que representa los siguientes valores:

- Ocurrencia de eventos históricos: FP = 2. Baja: ocurrencia entre 0 y 1 eventos en los últimos 100 años. Media: ocurrencia de 2 a 3 eventos en los últimos 100 años. Elevada: ocurrencia de 4 o más eventos en los últimos 100 años.
- Vulnerabilidad: FP = 5. Baja: < de 1% de bienes y personas afectados. Media: 1 – 10% de personas y bienes afectados. Elevada: > 10% de personas y bienes afectados
- Peor Escenario: FP = 10. Baja: < 5% de personas y bienes afectados. Media: 5 – 25% de personas y bienes afectados. Elevada: > 25% de personas y bienes afectados
- Probabilidad: FP = 7. Baja: una ocurrencia del evento probable dentro de 75 a 100 años. Media: una ocurrencia del evento probable dentro de 35 a 75 años. Elevada: una ocurrencia del evento probable dentro de 10 a 35 años.

El cálculo de los *subscores* se desarrolla para cada tipo de riesgo sumando estos para obtener un puntaje o *score* total. Los valores más altos de los *scores* totales representan los riesgos más prioritarios, dando como resultado un *ranking* en la priorización de los riesgos. Los dos factores clave de esta metodología son el análisis indicativo de la vulnerabilidad (que contribuye con el 60% del resultado final) y la probabilidad (40% del resultado final).

Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados del análisis de los registros de eventos históricos consultados en las bases de datos en el periodo de 93 años. Posteriormente, son aplicadas las dos metodologías utilizadas y finalmente se presenta un orden de priorización de los cuatro riesgos más importantes por recurrencia e impacto.

Análisis de eventos históricos

Se identificó un aumento progresivo en el número de registros de emergencias y desastres (Figura 3). El aumento en los registros puede estar asociado con: mejoras (por parte de las instituciones) en la captura, frecuencia, calidad y rigor de los registros, aumento de la población del municipio y, por lo tanto, de los bienes expuestos, aumento de las condiciones de vulnerabilidad, etc. El análisis de registros históricos incluyó 7 tipos de eventos a saber: avenidas torrenciales, inundaciones, movimientos en masa, incendios de la cobertura vegetal, sequías, sismos y vendavales.

El análisis temporal destaca los años 1999 (sismo del Eje Cafetero), 2010 y 2011 (fenómeno La Niña) y 2017 (fenómeno El Niño y luego La Niña). Es de resaltar el alto número de eventos registrados durante la primera temporada de lluvias del año 2019 (marzo a mayo), puesto que en abril de 2019 ya se había alcanzado el promedio anual de eventos de los últimos 20 años. La primera temporada de lluvias del año 2019 no presenta condiciones La Niña, pero fue ligeramente superior a la precipitación promedio mensual multianual.

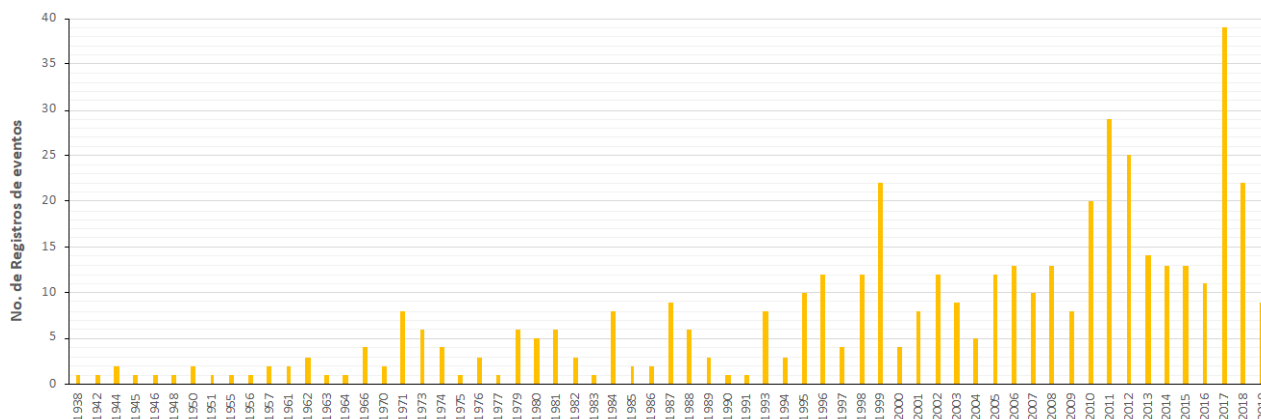


Figura 3. Número multianual de registros de eventos de avenidas torrenciales, movimientos en masa, incendios de la cobertura vegetal, inundaciones, sequías, sismos y vendavales entre los años 1926 a 2019, en Pereira - Colombia.

En la Figura 4, se puede ver que de los 463 eventos que ocurrieron en el período de análisis, los más recurrentes fueron los movimientos en masa, las inundaciones, los vendavales, los incendios de la cobertura vegetal y, en una pequeña proporción, las avenidas torrenciales, sismos y sequías.

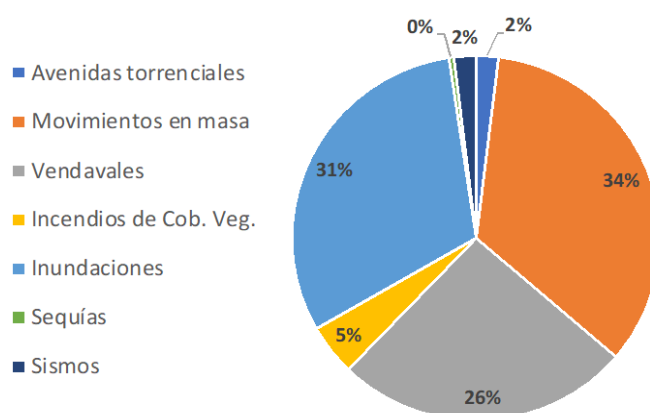


Figura 4. Participación porcentual de los registros históricos por tipo de evento natural y socio-natural, en el periodo 1926-2019, en el municipio de Pereira, Colombia.

Con respecto al número de viviendas afectadas, las inundaciones, vendavales, sismos y movimiento en masa como los eventos que causaron el mayor daño. En relación a las viviendas destruidas, las inundaciones siguen siendo el evento de origen socio-natural con el mayor número de registros. Las vías de comunicación terrestre son el tipo de infraestructura más afectada (189 registros). Los movimientos en masa, las inundaciones y los vendavales son los eventos que más afectan las vías. Después de las

vías, las infraestructuras más afectadas son las instituciones educativas (28 registros de afectaciones directas), siendo las inundaciones, los vendavales, los sismos y los movimientos en masa los eventos más recurrentes. Los sistemas de abastecimiento de agua y saneamiento no presentaron un número importante de registros (21 de agua y 7 de saneamiento), sin embargo, los movimientos en masa y los sismos han generado interrupciones en la prestación de servicios durante más de 5 horas, lo que puede tener un impacto en la calidad de vida de la población.

Si bien es importante conocer la recurrencia de los eventos, ya que permite crear una idea de la relevancia del fenómeno amenazante, es esencial contrastar la recurrencia con los impactos. Por ejemplo, en el municipio de Pereira es bien sabido que los vendavales presentan una alta recurrencia, pero el daño causado a la población y sus bienes es bajo; por el contrario, los sismos de gran magnitud tienen una baja recurrencia, pero la pérdida de vidas y los daños materiales suelen ser altos. Los eventos de origen natural que registran el mayor número de fallecidos, lesionados y desaparecidos son: sismos, movimientos en masa e inundaciones (Figura 5).

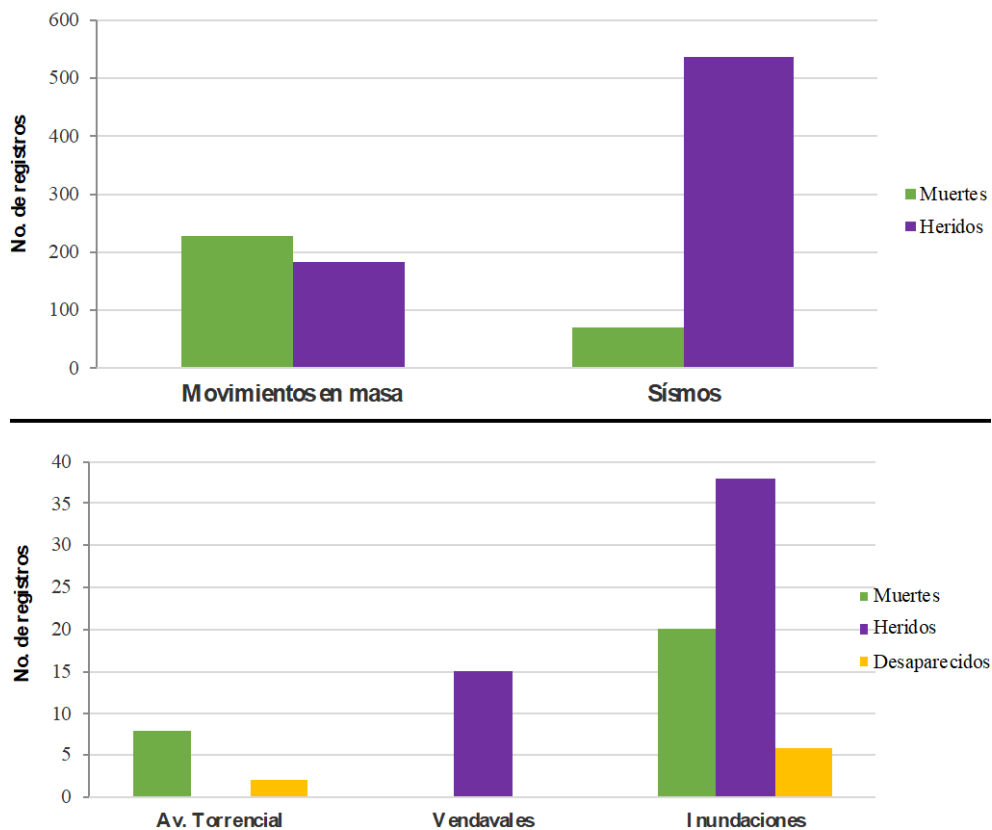


Figura 5. Registros de afectaciones en la población por tipo de evento registrados en el periodo 1938-2019, en Pereira, Colombia.

Una vez realizado el análisis de los registros históricos, los eventos que presentan la mayor recurrencia y afectación en el municipio de Pereira son: (1) movimientos en masa; (2) sismos; (3) inundaciones; (4) vendavales.

Priorización de los riesgos

A continuación, son presentados los resultados de la aplicación de la metodología de la A.N.P.C. y de la O.E.M., para la priorización de los riesgos. Los resultados de las dos metodologías se expresan en categorías asociadas a los niveles de riesgo (Alto, Medio-Alto, Medio y Bajo) y tienen como base el histórico de ocurrencia analizado a través de las bases de datos.

Metodología A.N.P.C.

Los criterios para evaluar la metodología A.N.P.C. se presentan en las tablas 1 y 2. Los criterios de probabilidad y gravedad son necesarios para conocer el riesgo indicativo a través de la categorización y priorización del riesgo basado en la Figura 2. Los resultados de la aplicación de la metodología se presentan a continuación. La Figura 6 es el producto de la aplicación de la matriz para clasificar el grado de riesgo de A.N.P.C., y presenta tres categorías que indican los niveles de riesgo de los cuatro tipos de eventos analizados.

Movimientos en masa			+ Prioritario
Categorías		Riesgo indicativo	
Gravedad	Crítica	Extremo	
Probabilidad	Elevada		
Inundaciones			↑
Categorías		Riesgo indicativo	
Gravedad	Acentuada	Extremo	
Probabilidad	Elevada		
Sismos			↑
Categorías		Riesgo indicativo	
Gravedad	Acentuada	Elevado	
Probabilidad	Media-Alta		
Vendavales			↑
Categorías		Riesgo indicativo	
Gravedad	Reducida	Moderado	
Probabilidad	Elevada		
			- Prioritario

Figura 6. Niveles de priorización de riesgos aplicando la metodología descriptiva de la A.N.P.C.

Como resultado, los dos tipos de eventos más críticos fueron los movimientos en masa y las inundaciones con la categoría "Extremo", ya que la gravedad de los eventos fue crítica o acentuada y la probabilidad de ocurrencia alta. Los sismos expresaron una marcada gravedad y una probabilidad de ocurrencia media-alta que resulta en una categoría del nivel de riesgo alto. Finalmente, los vendavales mostraron una gravedad reducida y una alta probabilidad de ocurrencia, lo que resulta en un nivel moderado de riesgo.

En conclusión, la aplicación de esta metodología indica que el orden de priorización (desde la más prioritaria hasta la menos prioritaria) de los riesgos en el municipio de Pereira son: 1. Movimientos en masa; 2. Inundaciones; 3. Sismos y 4. Vendavales.

Metodología O.E.M.

Como medida complementaria en el análisis descriptivo de la metodología A.N.P.C., a continuación, se presentan los resultados de la aplicación de la metodología O.E.M., que incluye un factor multiplicador para priorizar los tipos de riesgos.

La Tabla 3 muestra el orden de priorización de riesgos en el municipio de Pereira. En el caso del riesgo prioritario de movimientos en masa, los cálculos de los valores de categorización se presentan a continuación:

Tabla 3. Priorización de riesgos del municipio de Pereira siguiendo la metodología O.E.M.

Tipo de evento		Histórico FP = 2	Vulnerabilidad FP = 5	Peor Escenario FP = 10	Probabilidad FP = 7	Total
Movimientos en masa	FP x S	2 x 10	5 x 9	10 x 5	7 x 10	185
	Sub Score	20	45	50	70	
Inundaciones	FP x S	2 x 10	5 x 8	10 x 4	7 x 10	170
	Sub Score	20	40	40	70	
Sismos	FP x S	2 x 10	5 x 4	10 x 4	7 x 8	136
	Sub Score	20	20	40	56	
Vendavales	FP x S	2 x 10	5 x 3	10 x 2	7 x 10	125
	Sub Score	20	15	20	70	

Para el cálculo del "Histórico", el FP es 2 y se ha atribuido una S Elevada (valor de 10) debido a que se han presentado más de 4 eventos en los últimos 100 años; la multiplicación (FP x S) arrojó un sub-puntaje o *subscore* de 20 valores. En el caso de la "Vulnerabilidad" con FP = 5, se asignó una S alta (valor 9), porque se registraron más del 10% de la población afectada; la multiplicación de FP y S dio como resultado *subscore* 45. Al "Peor escenario" con FP = 10 se le asignó un promedio S (valor 5) puesto que se presentaron del 5 al 25% de las personas y los bienes

afectados; la multiplicación de FP (10) por S (5) arrojó el *subscore* de 50 valores. Finalmente, a la "Probabilidad" con FP = 7 se le asignó una S alta (valor 10) debido a que presentó una probabilidad de ocurrencia entre 10 y 35 años; la multiplicación de FP x S arrojó el *subscore* 70. La puntuación total para movimientos en masa es 185 como el valor más alto. El cálculo de los valores de las puntuaciones parciales (*subscores*) y las puntuaciones totales se desarrolló de la misma manera para los eventos de inundaciones, sismos y vendavales.

Según la información presentada en la Tabla 3, se puede decir que según la metodología O.E.M., las prioridades más relevantes son: 1. Movimientos en masa (valor de 185); 2. Inundaciones (valor de 170); 3. Sismos (valor de 136) y 4. Vendavales (valor de 126).

Análisis comparativo de las metodologías O.E.M. y A.N.P.C.

La O.E.M. presenta más detalles en los componentes de clasificación de un riesgo en relación con los registros de eventos históricos, es decir, para hacer una clasificación se necesitan más detalles sobre las características de las pérdidas y daños, por ejemplo, el número de personas y activos afectados que forman parte esencial de los puntajes de vulnerabilidad y peor escenario. Así, el análisis da más peso a las afectaciones basadas en intervalos objetivos (Bajo: <1% de personas y bienes afectados; Medio: 1 - 10% de personas y bienes afectados; Elevado: > 10% de personas y bienes afectados). Por el contrario, la metodología A.N.P.C. asigna valores cuantitativos solo al tiempo de interrupción de algunos servicios sociales u horas de hospitalización; este hecho hace que la clasificación del grado de severidad requerida por la metodología sea aún más subjetiva. En consecuencia, se debe tener en consideración que la metodología A.N.P.C. por su criterio cualitativo, no es sensible con detalles en la severidad de las afectaciones, como p. ej. el tiempo de interrupción de las dinámicas habituales de la población afectada. Así, este hecho requiere un refinamiento de los resultados de la matriz A.N.P.C. por parte del personal técnico encargado de la priorización, esto es, una ponderación heurística de los resultados de un modelo sobre el otro, puesto que como se observa en la Figura 6, los movimientos en masa y las inundaciones poseen una misma categoría de riesgo indicativo (Extremo), siendo que las afectaciones en la población causadas por movimientos en masa son sustancialmente más graves que las inundaciones.

Ambas metodologías condujeron a los mismos resultados, con el orden de priorización (desde la más prioritaria a la menos prioritaria) movimientos en masa, inundaciones, sismos y vendavales.

Aunque las dos metodologías presentaron los mismos resultados, es importante enfatizar que es necesario complementar la metodología A.N.P.C. con una metodología cuantitativa para dar mayor número de elementos objetivos al análisis. Por tanto, el uso de ambas metodologías en el mismo trabajo puede ser una medida de apoyo para priorizar el riesgo que refuerza una metodología descriptiva cualitativa con una cuantitativa.

Conclusiones

El simple análisis de los registros de eventos históricos sin ponderar las variables de afectación y recurrencia indica como eventos prioritarios: 1. Movimientos en masa; 2. Sismos; 3. Inundaciones y 4. Vendavales. Siendo el más prioritario 1 y el menos prioritario el 4.

Sin embargo, después de aplicar las metodologías A.N.P.C. y O.E.M., la priorización mostró que las inundaciones son un tipo de riesgo más prioritario que los sismos. El cambio en el orden de priorización se debe al hecho de que los sismos de gran magnitud (> 6.0 MMS) pueden ocurrir en un período de más de 10 años. Por el contrario, pueden ocurrir inundaciones de gran magnitud dos veces al año durante las dos temporadas de lluvias que ocurren en el primero y segundo semestre; Las inundaciones también pueden ocurrir en temporadas de menos lluvias detonadas por el fenómeno La Niña, lo que para el área de estudio significa un aumento significativo en los valores de precipitación.

Se puede concluir que el orden de prioridad de intervención del riesgo (siendo el más prioritario el 1 y menos prioritario el 4) en el municipio de Pereira luego de aplicar las metodologías descritas en este estudio es el siguiente: 1. Movimientos en masa; 2. Inundaciones; 3. Sismos; 4. Vendavales.

Los autores recomiendan la aplicación de la metodología A.N.P.C. solo si fuese acompañada de otra metodología que utilice criterios cuantitativos para tener más apoyo al clasificar la severidad/gravedad y la probabilidad de ocurrencia; de lo contrario, se recomienda solo la aplicación de la metodología O.E.M. puesto que sus criterios de valoración de severidad y factor de peso presentan mayor sensibilidad a los detalles descritos en los registros históricos y por tanto, una mayor precisión en la categoría del riesgo indicativo.

De igual forma, se resalta que la metodología A.N.P.C. requiere menos información que la O.E.M., por lo que puede ser útil en casos en los que la información de registros históricos sea limitada. En consecuencia, la A.N.P.C. puede ser usada como una primera metodología de primera aproximación, cuando no se dispone de dichos registros.

Aunque los riesgos prioritarios son los presentados anteriormente, las partes interesadas no deberían olvidar otros tipos de riesgos identificados como importantes durante el análisis de las bases de datos, como las avenidas torrenciales en áreas urbanas y los incendios de la cobertura vegetal en áreas rurales.

Los resultados presentados son un elemento de conocimiento del riesgo importante para la toma de decisiones en los instrumentos de planificación para la gestión del riesgo de desastres en el municipio de Pereira, Colombia y, representan un criterio técnico para llevar a cabo recursos y acciones para el conocimiento, la reducción del riesgo y el manejo de los desastres.

Las dos metodologías expuestas y la combinación de ambas siguiendo las recomendaciones planteadas en este estudio, representan un apoyo significativo para diferentes países con municipios que presenten limitaciones en recursos técnicos para la caracterización y análisis de riesgos naturales, siconaturales y/o antrópicos. Así, este estudio representa una herramienta metodológica concreta para la implementación del proceso de conocimiento del riesgo a escala local.

Agradecimientos

Especiales agradecimientos a la FCT- Fundación Portuguesa para la Ciencia y la Tecnología por el financiamiento de la Beca No. 2021.07982.BD y por el financiamiento prestado al CESAM (UIDP/50017/2020 & UIDB/50017/2020), a través de fondos nacionales. Los autores extienden sus agradecimientos a los revisores de este artículo por su tiempo y conocimientos en pro de la mejora de lo aquí expuesto.

Referencias

- ANEPC, Autoridade Nacional de Emergência e Proteção Civil (2009) *Guia para a caracterização de risco no âmbito da elaboração de planos de emergência de proteção civil*, Caderno Técnico ProCiv nº9, Edição Autoridade Nacional de Proteção Civil de Portugal, Lisboa.
- Barros, J.L. (2010) *Riscos naturais e tecnológicos com expressão no concelho de Lamego, contributo para o ordenamento e gestão de emergência municipal*, Tese de mestrado em Dinâmicas Sociais, Riscos Naturais e Tecnológicos. Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- CARDER, Corporación Autónoma Regional de Risaralda (2010) *Agenda Ambiental del Municipio de Pereira*. Pereira.
- Colombia (2012) *Ley No. 1523 del 24 de abril de 2012*, Diario Oficial de la República de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Fernández, C.C. (2015) *Lineamientos estratégicos para mejorar la gobernabilidad del riesgo a escala local, caso de estudio, municipio de Pereira*, Tesis (Maestría en Dinámicas Sociales, Riesgos Naturales y Tecnológicos), Programa de la Facultad de Ciencias y Tecnología de la Universidad de Coimbra, Portugal, 118 pp.
- Oregon Emergency Management (2008) *Hazard Analysis Methodology*, OEM, Oregon.
- SPM, Secretaría de Planeación Municipal de Pereira (2019) *Características demográficas del municipio de Pereira a 2019*. Pereira.
- UNDRR, United Nations Office for Disaster Risk Reduction (2020) *DesInventar Online Edition, Inventory System of the effects of disasters*. Consultado el 16 de junio de 2020, disponible en: <https://www.desinventar.net/Desinventar/profiletab.jsp>
- UNGRD, Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres (2017) *Terminología sobre gestión del riesgo de desastres y fenómenos amenazantes de Colombia*. Cristian Camilo Fernández Lopera (ed.) Bogotá D.C. Consultado el 22 de octubre de 2020, disponible en: <https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/20761/Terminologia-GRD-2017.pdf?sequence=2>
- UNGRD, Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres (2020) *VISOR: Consolidado de atención de emergencias y desastres de Colombia*. Consultado el 16 de junio de 2020, disponible en: <http://portal.gestiondelriesgo.gov.co/Paginas/Consolidado-Atencion-de-Emergencias.aspx>
- Vásquez, H. (2018) *Degradación ambiental y riesgo de desastre: implicaciones en el ordenamiento territorial de la ciudad de Pereira*, Tesis de maestría, Programa en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, 125 pp.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MODELO DE REGRESSÃO LINEAR MÚLTIPLA PARA PREVISÃO DE RECALQUES EM ATERROS SANITÁRIOS DE PEQUENO PORTE

MULTIPLE LINEAR REGRESSION MODEL FOR SETTLEMENTS PREVISION IN SMALL SCALE SANITARY LANDFILLS

Luciana Paulo Gomes ¹
* Marcelo Oliveira Caetano ¹
Gisele Catrine Silva da Silva ¹
Alessandra Wirth ¹
Atilio Efrain Bica Grondona ¹
Léa Beatriz Dai-Prá ¹
Graziela Tais Schmitt ¹

Recibido el 15 de junio de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Municipal Solid Waste (MSW) compressibility studies are important to maintain the stability of the landfill and ensure the integrity of the solid mass. Additionally, the settlement prevision helps in planning the operation of the landfill. It allows the extension of its useful life. In this theme, this article presents the development of multiple linear regression models in order to estimate settlements for these areas of final disposal of solid urban waste. Likewise, the variables used in the model were chosen considering the model's applicability in the landfill operation routine. A small scale sanitary landfill installed in Presidente Lucena city (Southern Brazil), was designed, built, and monitored for 441 days. This assessment included measurements of vertical displacements in surface landmarks, physical, chemical, and biological monitoring of the leachate generated and analysis of data on climatic conditions in the region. The model presented settlement as a dependent variable and the COD and volatile suspended solids concentrations of the leachate as the independent variables. The adjusted R^2 was 0.698; considering a 95% confidence level ($p < 0.05$). The regression model showed a variance of 0.000446m and a standard deviation of 0.00326m.

Keywords: MSW, municipal solid waste compressibility, settlement model, multiple linear regression model, small scale sanitary landfills.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, Brasil

* Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil / Unisinos. Avenida Unisinos, 950. CEP 93022-750 - São Leopoldo – RS - Brasil. Email: mocaetano@unisinos.br

Resumo

A importância do estudo da compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) está relacionada à manutenção da estabilidade do aterro sanitário. Adicionalmente, a previsão de recalques auxilia no planejamento da operação do Aterro, já que possibilita a extensão da vida útil deste. Neste tema, esse artigo apresenta o desenvolvimento de modelos de regressão linear múltipla objetivando a estimativa de recalques diferenciais para estas áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Da mesma forma, as variáveis utilizadas no modelo foram escolhidas considerando sua aplicabilidade na rotina da operação do aterro sanitário. Foi projetado, construído e monitoramento, por 441 dias, um aterro sanitário de pequeno porte (ABNT, 2010) instalado no município de Presidente Lucena, Sul do Brasil. Esta avaliação incluiu medições de deslocamentos verticais em marcos superficiais, monitoramentos físicos, químicos e biológicos do lixiviado gerado e a análise de dados das condições climáticas da região. O modelo gerado apresenta o recalque como variável dependente e as concentrações de DQO e de sólidos suspensos voláteis do lixiviado como as variáveis independentes. O R^2 ajustado foi de 0.698; considerando um nível de confiança de 95% ($p < 0.05$). O modelo de regressão apresentou uma variância de 0.000446m e um desvio padrão de 0.00326m.

Palavras chave: RSU, compressibilidade de resíduos sólidos urbanos, modelo de recalques, modelo de regressão linear múltipla, aterros sanitários de pequeno porte.

Introdução

Como consequência do desenvolvimento industrial, social e do consumismo, percebe-se um incremento mundial da produção de resíduos sólidos urbanos (RSU). No Brasil, devido à falta ou ineficiência da gestão destes RSU, preocupa o passivo ambiental existente relacionado com a destinação inadequada destes (Pinheiro e Mochel, 2018). É de suma importância que seja feito o correto manejo das áreas destinadas à disposição destes resíduos, considerando implantação, operação e monitoramento das mesmas, procurando prevenir e/ou reduzir os impactos ambientais inerentes que são gerados. (Alberte; Carneiro; Kan, 2005; Denardin, 2013).

Buscando organizar e remediar esta situação, em 2010 foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305 (Brasil, 2010). A lei dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de RSU, incluídos os perigosos; às responsabilidades dos geradores e do poder público e os instrumentos econômicos aplicáveis. Atualmente, é o principal instrumento regulador da problemática dos RSU no Brasil (Pereira *et al.*, 2018).

Dados obtidos pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, no ano de 2019, demonstram que no Brasil a média de massa de RSU coletada per capita é de 0.99 kg/hab.dia. Esta quantidade representa, no percentual da população total, 92.1%. Destes, 75.1% são destinados à disposição final em aterros sanitários. (Brasil, 2020).

Aterros sanitários são o principal método de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Se adequadamente projetado e operado, este sistema de tratamento é uma solução técnica segura e viável economicamente, considerando que a garantia de segurança estrutural está relacionada com a ocorrência de recalques, que dependem da compressibilidade dos resíduos aterrados (Gomes *et al.*, 2014; Gourc *et al.*, 2007; Huang e Fan, 2016).

Contudo, as ocorrências de acidentes geotécnicos em aterros sanitários permitem identificar que a estabilidade é um dos problemas de engenharia mais importantes a serem enfrentados na sua construção. (Lü *et al.*, 2019). Zhao *et al.* (2014), por exemplo, concluíram que a variabilidade da composição e níveis de degradação dos RSU afetam significativamente a resistência ao cisalhamento. Deste modo, a disposição final desses resíduos sólidos, que é considerada uma potencial fonte de contaminação, tem merecido destaque em função dos problemas ambientais e socioeconômicos que pode gerar (Pinheiro e Mochel, 2018).

Estudos clássicos sobre biodegradação de RSU consideram como característica da degradação biológica quatro fases (aeróbia, acetogênica, metanogênica inicial e metanogênica estável). (Farquhar; Rovers, 1973; Alcântara, 2007; Barlaz; Staley; de los Reys, 2010). Nesta degradação, ocorre a geração de gás e lixiviado, influenciados pela composição dos resíduos, condições climáticas locais e a forma de operação do aterro. (Barlaz; Ham, 1993). Na fase aeróbia, o lixiviado é gerado a partir da umidade dos resíduos e da ocorrência eventual de precipitação antes do aterramento. (Barlaz; Ham, 1993; Kjeldsen *et al.*, 2002). Na fase acetogênica, anterior à metanogênese, ocorre maior produção de CO₂, aumento considerável de DQO e DBO no lixiviado, e com o aumento de gás nitrogênio, ocorre a diminuição gradual do nível de amônia. (Kjeldsen *et al.*, 2002; Alcântara, 2007). Na fase metanogênica inicial, o pH do resíduo torna-se quase neutro, as concentrações de DBO, DQO e metais pesados do lixiviado começam a diminuir e o pH aumenta conforme os ácidos são consumidos. Já na fase metanogênica estável, a produção de metano é máxima, o pH continua aumentando, e a concentração de DQO é mínima. (Kjeldsen *et al.*, 2002; Alcântara, 2007).

A estabilidade do aterro sanitário, bem como a garantia da integridade da massa de resíduos e do sistema de contenção, tanto na operação quanto após o encerramento das células, justifica a importância de estudar a compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos (Ramaiah *et al.*, 2017). Os mecanismos de compressibilidade são apresentados pela pesquisa de Sowers (1973) como: 1. Mecânico – colapso estrutural das partículas (distorção, flexão, esmagamento e reorientação de componentes); 2. Migração das partículas finas para os vazios entre aquelas maiores; 3. Mudanças físico-química – devido à corrosão, oxidação e combustão; 4. Decomposição bioquímica – processo de fermentação e decomposição aeróbia e anaeróbia; 5. Interação – interação dos processos físicos, químicos e bioquímicos.

Melo (2003) apresenta uma relação entre a degradação da matéria orgânica disposta no aterro sanitário com o recalque diferencial deste. Ainda complementa que outros fatores influenciam neste fenômeno como, o próprio peso da compactação dos resíduos, o qual afeta o processo de formação dos recalques, fundamentado no procedimento físico ou mecânico. Datta *et al.* (2016) descrevem que o comportamento do maciço de resíduos é dividido em três partes: a primeira proveniente da resposta imediata da carga aplicada; a segunda está ligada ao deslizamento e a reorientação das partículas devido a compressão retardada de alguns dos constituintes e fluência mecânica dependente do tempo; a terceira parte é devida à decomposição biológica dos resíduos, o que é uma consequência de biodegradação anaeróbica da matéria orgânica, que induz uma perda de massa sólida convertida principalmente em biogás e lixiviado.

Embora as propriedades geotécnicas relacionadas à construção e operação de aterros sanitários sejam abordadas há algum tempo, os estudos sobre a compressibilidade e o comportamento de RSU frequentemente são realizados a partir de conceitos baseados na mecânica dos solos. No entanto, em função dos resíduos possuírem características de heterogeneidade, processos de degradação e compressibilidade individual de cada tipo de material, a aplicação destas metodologias é dificultada, necessitando de adaptações (Bowders *et al.*, 2000; Carvalho *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2009).

Desta forma, diversas pesquisas na área buscam avaliar este comportamento, à luz das teorias clássicas da mecânica dos solos, alguns deles considerando também as características físicas, químicas e biológicas dos RSU. São exemplos de estudos do comportamento geotécnico de RSU e aterros sanitários: Gibson e Lo (1961); Sowers (1973); Yen e Scanlon (1975); Carvalho *et al.* (2000); Bjarngard e Edgers (1990); Palma (1995); Ling *et al.* (1998); Marques *et al.* (2003); Babu *et al.* (2010); Gourc *et al.* (2010); Gomes e Caetano (2010); Dai-Prá (2018); Teixeira e Pinheiro (2018), entre outros.

A partir da importância do tema, este artigo apresenta o desenvolvimento de dois modelos de regressão linear múltipla, objetivando a previsão de recalques diferenciais em aterros sanitários de pequeno porte. A regressão linear múltipla foi utilizada levando em consideração que esta considera que uma variável dependente pode ser afetada por mais de uma variável independente. (Downing e Clark, 2011; Gianotti, 2011). “Em outras palavras consiste na obtenção de uma equação que tenta explicar a variação da variável dependente pela variação do(s) nível(is) da(s) variável(is) independente(s).” (Peternelli, 2013, p. 3). Aplicando-se, portanto, ao caso deste estudo.

Os modelos foram desenvolvidos utilizando dados de medições de deslocamentos verticais em marcos superficiais; monitoramento físico, químico e biológico do lixiviado e índices das condições climáticas da região de estudo. Trata-se de uma continuidade do trabalho de Gomes e

Caetano (2010), no entanto, duas principais diferenças devem ser relatadas: 1) Fez-se a proposta de um modelo exponencial para previsão de recalques; 2) adotaram-se variáveis do modelo relacionadas a parâmetros físico-químico monitorados rotineiramente em aterros sanitários. Isto permite uma maior abrangência e aplicabilidade do modelo proposto.

Metodologia

A pesquisa foi realizada através de uma parceria entre a Universidade do Vale do Sinos – UNISINOS e a prefeitura do Município de Presidente Lucena. O município de Presidente Lucena localiza-se no Estado do Rio Grande do Sul, localizado no extremo sul do Brasil. O município está situado na latitude 29° 30' 29" sul e longitude 51° 9' 18" oeste, uma altitude de 284 m e distante 58 km de Porto Alegre, capital do Estado. Os dados climatológicos foram obtidos na Prefeitura Municipal de Ivoti, cidade vizinha que possui uma estação metereológica.

Segundo estimativa do IBGE (2017), a cidade possui 2,901 habitantes e uma economia baseada na agricultura, com algumas pequenas empresas fabricantes de calçados, processamento de frutas, madeira e têxteis. Presidente Lucena se caracteriza por apresentar chuvas durante todos os meses do ano e possuir a temperatura do mês mais quente superior a 22°C, e a do mês mais frio superior a 3°C.

Montagem do experimento

Na área de estudo, foram construídos e monitorados três aterros sanitários de pequeno porte (T1, T2 e T3) com dimensões de 4.0 m de largura, 5.3 m de comprimento e 2.5 m de altura. Contudo, para estruturação deste artigo, utilizou-se apenas os projetos e monitoramentos do T1, já que esta foi a vala operada sem recirculação de lixiviado. Para monitoramento da água subterrânea da área instalou-se quatro poços de monitoramento, um a montante e três a jusante do aterro sanitário.

As principais características físicas do solo natural do local eram: umidade de 50.63%; peso específico natural de 1.1 g/cm³; índice de vazios igual a 1.36; coeficiente de permeabilidade igual a 8.01 x 10⁻⁴ cm/s e classificação do solo (segundo HRB – Highway Research Board) como solo argiloso de alta compressibilidade.

O sistema de impermeabilização foi instalado após regularização e compactação manual do fundo e dos taludes do aterro. Executou-se um liner sintético composto por uma geomembrana de PEAD 0.8mm de espessura. Para proteção da geomembrana no fundo utilizou-se uma camada de 10cm de saibro, material existente no local. Sobre este instalou-se uma camada de 10 cm de brita nº 1, para drenagem do lixiviado gerado.

Além da camada de brita nº 1, instalou-se, no centro do aterro, um dreno de 75mm de diâmetro de PVC perfurado, para a retirada do lixiviado de dentro do aterro. A inclinação do dreno foi de 1%. No final da rede de drenagem de lixiviados havia um registro, utilizado para coleta de amostras. Este estava instalado em um poço de visita, construído com tubulação de concreto armado de 1m de diâmetro. O poço era mantido seco para ingresso e coleta de amostras.

A drenagem de gás instalada era do tipo extração passiva, sendo composto por tubulações em PVC de 40mm perfurados. A cobertura final do aterro sanitário foi executada utilizando uma manta de PVC e uma camada de 20cm de solo local compactada manualmente.

O aterro sanitário de pequeno porte recebeu, durante 3 meses, os RSU oriundos da coleta regular do município de Presidente Lucena. O RSU era disposto em camadas de 30cm, compactados de forma manual com rolo e assim obtendo uma densidade final determinada de 220 kg/m³ (1.96 kN/m³). A Figura 1 apresenta a caracterização gravimétrica dos RSU enterrados, realizada em conformidade com a ABNT (2004b).

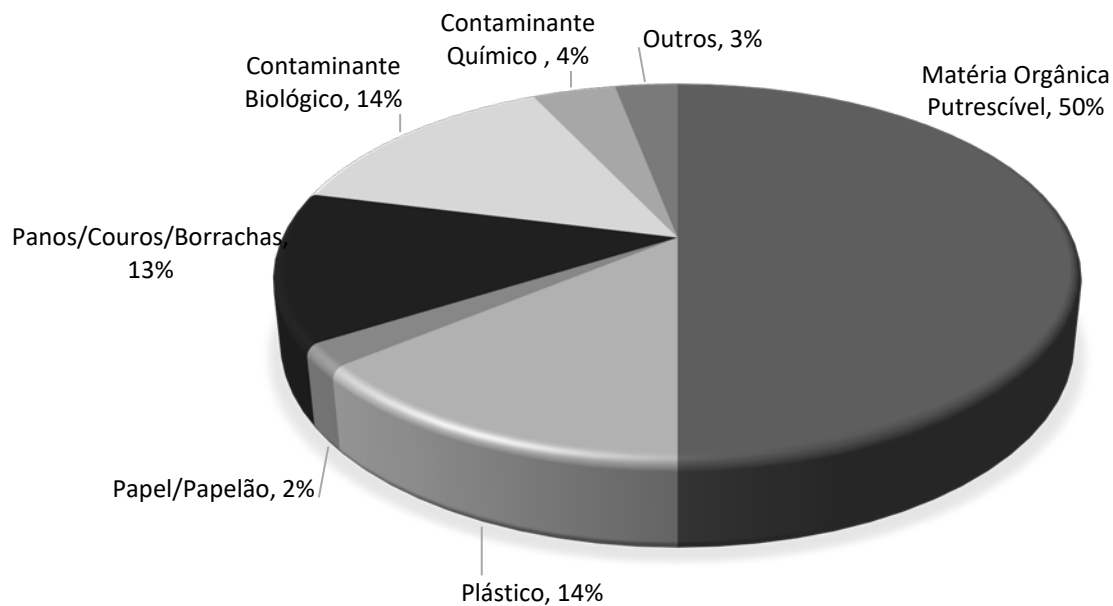


Figura 1. Composição Gravimétrica dos RSU dispostos no aterro sanitário de pequeno porte.

Contaminante Químico: pilhas, medicamentos, lâmpadas, inseticida colas em geral, cosméticos, etc.; Contaminante biológico: papel higiênico, cotonetes, algodão, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, etc.

Monitoramento do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte

O lixiviado gerado no aterro sanitário foi monitorado com frequência semanal por um período de 441 dias. As amostras foram coletadas nos registros da rede de drenagem de lixiviados, localizados nos poços de visitas. Para tal utilizou-se frascos âmbar e plásticos de 1L, em conformidade com a APHA/AWWA/WEF (2017), preservadas em caixas térmicas com gelo até a chegada ao laboratório. As análises físico-químicas do efluente foram executadas em conformidade com a metodologia APHA/AWWA/WEF (2017). A Tabela 1 apresenta os parâmetros monitorados e os métodos analíticos utilizados.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos utilizados no monitoramento do lixiviado e métodos analíticos utilizados.

Parâmetros	Método SMEWW
pH	4500 H, B
Sólidos Totais (ST)	2540 – B.
Sólidos Suspensos Totais (SST)	2540 – D, E.
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	2540
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 – B.
Fósforo (P)	4500 P – B, E.
Nitrogênio Total (NT)	4500 NH3-B, C.
Nitrogênio Amoniacal (NA)	4500 NH3-B, C.
Cromo (Cr)	3111. Preparação: 3030 E.
Ferro (Fe)	3111. Preparação: 3030 E.
Zinco (Zn)	4500-S2 C e D.
Cádmio (Cd)	3111. Preparação: 3030 E.
Chumbo (Pb)	3111. Preparação: 3030 E.

Também foram executados exames microbiológicos do lixiviado coletado. Para armazenamento das amostras para microscopia foram utilizados frascos de antibiótico (10 mL) lacrados sob atmosfera (N_2), com tampa de borracha de butila e lacre de alumínio. No momento da coleta, as amostras eram transferidas do balde coletor para os frascos de antibiótico empregando-se seringas de insulina estéreis. No retorno ao laboratório, a atmosfera de N_2 era substituída por N_2/CO_2 (70:30%). O frasco era, então, mantido sob temperatura ambiente e na ausência de luz, até a observação microscópica, sem preservação alguma.

As amostras de lixiviados foram examinadas objetivando quantificar os microrganismos presentes nas diversas fases da digestão anaeróbia. De cada amostra foi preparada uma lâmina e duas gotas do lixiviado foram examinadas (uma gota (0,05mL) em cada lamínula). Utilizou-se uma subdivisão de nove campos (8 x 8) mm. No aumento utilizado na observação microscópica, cada campo representa aproximadamente 400 subcampos (campo de visualização de ± 0.02 mm de área). A

observação microscópica (microscopia de luz, sob a ordem de magnitude de 1,000x) foi realizada percorrendo todos os nove campos. Para cada lâmina eram fotografados todos os campos e a partir dessas fotos realizou-se a contagem de microrganismos totais. A média das contagens em cada lamínula era considerada o resultado final, sendo uma determinação indireta da massa celular presente na amostra.

Monitoramento de deslocamentos verticais

Os deslocamentos verticais do aterro sanitário de pequeno porte (T1) foram monitorados com frequência semanal pelo período de 441 dias. Foram instalados seis (6) marcos superficiais distribuídos uniformemente no aterro conforme apresenta a Figura 2 a seguir. Para medição, adotou-se o Método de Nivelamento Geométrico Simples, utilizando o Equipamento Nível com precisão 0.3mm e uma régua centimetrada.

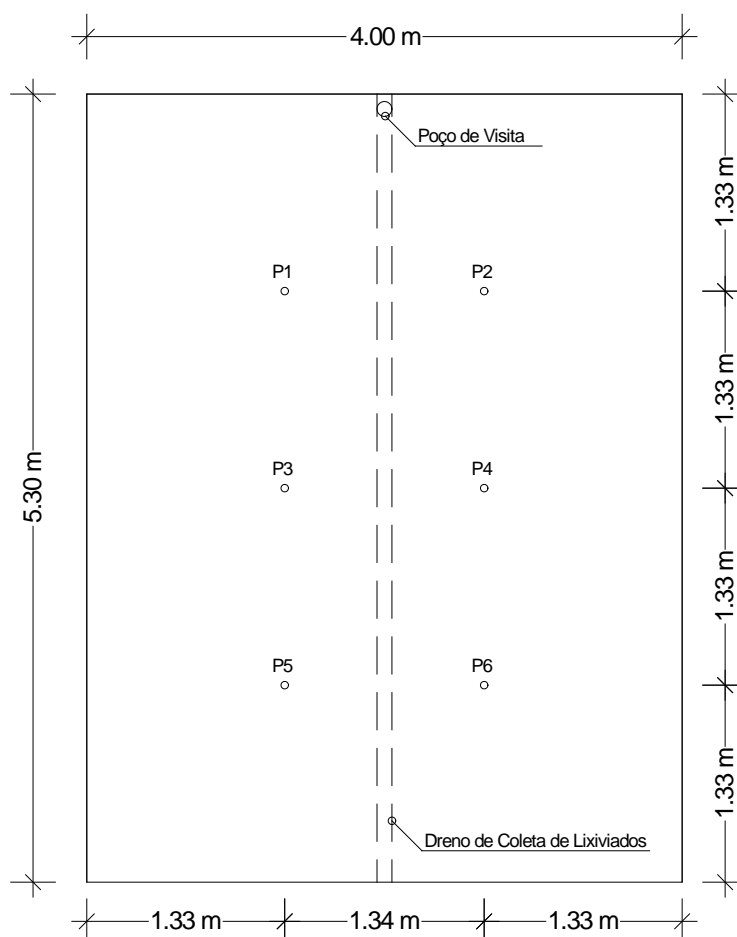


Figura 2. Localização dos marcos superficiais utilizados para monitoramento dos deslocamentos verticais.

Modelo de previsão de recalques diferenciais no aterro estudado

A maioria das pesquisas sobre previsão de recalques diferenciais em aterros sanitários estima os deslocamentos verticais utilizando conceitos de mecânica dos solos. Percebe-se, no entanto, que a heterogeneidade, características e comportamento atípico dos resíduos sólidos urbanos necessitam de uma análise mais complexa da deformação. Assim, apenas considerar efeitos mecânicos e físicos da estrutura pode acarretar erros na previsão de recalques, mas não é uma regra. Neste contexto, a consideração de fatores físico-químicos e biológicos (tais como: tipo de resíduo aterrado, composição do lixiviado, degradação anaeróbia, etc) do maciço na estimativa garantem um estudo mais completo de suas características.

Nesta expectativa, esta pesquisa buscou considerar estes diferentes mecanismos para modelar um comportamento compressivo dos RSU enterrados. A partir dos dados de monitoramento físico-químicos e biológicos do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte, associado ao monitoramento das condições climáticas da região (precipitação e temperatura) e as medições de recalques diferenciais nos marcos superficiais; elaborou-se modelos de previsão dos deslocamentos verticais.

Utilizou-se a regressão linear múltipla, a qual refere-se a uma equação que busca explicar a influência de variáveis independentes em uma variável dependente (PETERNELLI, 2013). Como variável dependente das análises estatísticas, utilizou-se os valores de recalques diferenciais medidos nos marcos superficiais localizados no aterro sanitário. Os parâmetros de monitoramento do lixiviado e das condições climáticas da região foram utilizados como variáveis independentes (pH, ST, SST, SSV, DQO, P, NT, NA, Cr, Fe, Zn, Cd, Pb, contagem massa celular, precipitação e temperatura). O efeito entre a variável dependente e as variáveis independentes foram avaliados utilizando as correlações estatísticas de Pearson, Spearman e tau_b de Kendall.

Considerando um comportamento exponencial do adensamento de resíduos sólidos aterrados, como apresentado pelas curvas teóricas de Carvalho *et al.* (2000); fez-se uma linearização dos dados brutos dos monitoramentos. Com estes dados numéricos então, geraram-se as correlações estatísticas e os modelos de regressão linear múltiplos. Utilizou-se para tal, o software SPSS versão 22 para Windows. Foi executado um teste de aderência, tendo como hipótese nula que as variáveis se ajustam a distribuição num nível de significância de 5% ($p < 0.05$).

Resultados

Monitoramento de lixiviados e das condições climáticas da área

Uma compilação do monitoramento físico, químico e biológico do lixiviado gerado no aterro sanitário de pequeno porte, está apresentado na Tabela 2 a seguir, bem como as condições climáticas observadas na região durante os 441 dias de monitoramento da área.

Tabela 2. Monitoramento do lixiviado gerado e das condições climáticas da área.

Parâmetros		Mínimo	Média	Máximo	Desvio Padrão
pH		6.1	6.7	7.4	0.22
ST	(mg/L)	1165	3678.4	7096	1747.68
SST		63.5	218	820	139.14
SSV		25.5	119.7	440	81.80
DQO		152	1590.3	5700.4	1791.99
P		1.3	43.2	401.03	92.48
NT		26.4	70.5	195.7	33.25
NA		23.3	56.3	140.8	20.07
Cr		0.1	0.2	0.37	0.07
Fe		32.1	45.2	78.9	10.37
Zn		0.1	0.3	0.93	0.38
Cd		0.02	0.6	0.9	0.19
Pb		0.111	0.6	0.9	0.29
Contagem de microrganismos/100mL		6,000	36,000	274,000	40,000
Precipitação	(mm/dia)	0	3.4	59.7	10.23
Temperatura	(°C)	5.1	20.8	34.7	6.36

As variabilidades e elevadas concentrações visualizadas na Tabela 2 são típicas de lixiviados gerados com a decomposição de RSU em aterros sanitários, conforme a pesquisa de Souto e Povinelli (2007). As propriedades deste efluente variam ao longo da vida útil do aterro devido, principalmente, ao tempo de aterramento, forma de operação e composição dos resíduos ali dispostos.

No caso desta pesquisa, por se tratar de um aterro de pequeno porte e devido a sua operação (tempo entre o início da operação e fechamento da célula ser de 3 meses apenas), é possível perceber variações entre as características do lixiviado do aterro de Presidente Lucena e de outros aterros sanitários apresentados. Como exemplo, pode-se citar as pesquisas de Dai-Prá (2018), Naveen *et al.* (2017), Fei *et al.* (2014), Gomes *et al.* (2014), Barlaz *et al.* (2010), Lange e Amaral (2009) e Souto e Povinelli (2007).

Para o pH, a faixa entre 6.1 e 7.4 representa uma mínima variação do parâmetro ao longo dos 441 dias de monitoramento. Usualmente a faixa de pH ao longo do monitoramento de um aterro sanitário possui maior amplitude, como apresentado nas pesquisas de Dai-Prá (2018), Naveen *et al.* (2017), Fei *et al.* (2014) e Lange e Amaral (2009).

Estas pesquisas também relatam valores de DQO diferentes das concentrações encontradas por esta pesquisa (152 a 5700 mg/L). Lange e Amaral (2009) apresentam, por exemplo, uma faixa de DQO para lixiviados de aterros sanitários variando entre 115 mg/L e 7830 mg/L. Para Nitrogênio Amoniacal, Gomes *et al.* (2014) relatam concentrações entre 172 mg/L e 1802 mg/L também monitorando lixiviados, sendo concentrações mais elevadas do que as obtidas por esta pesquisa (23.3 a 140.8).

A presença de metais, originada principalmente a partir resíduos sólidos classificados como perigosos (por exemplo: pilhas, baterias, embalagens de produtos químicos, etc.), segundo a NBR 10004 (ABNT, 2004a) que deveriam ter outra forma de tratamento e/ou destinação final, também é usual em lixiviados de aterros sanitários brasileiros. As concentrações encontradas nesta pesquisa são similares a outros trabalhos da literatura, conforme relatado a seguir.

Para Cromo (0.1 a 0.37ppm), por exemplo, Souto e Povinelli (2017) descrevem concentrações típicas de lixiviados de aterros sanitários nacionais na ordem de 0.003 ppm e 0.8 ppm. Naveen *et al.* (2017) relata concentrações de 0.011 ppm e Barlaz *et al.* (2010) apresenta faixa entre 0.015 ppm e 0.419 ppm. O Ferro foi detectado na faixa entre 0.01 ppm até 260 ppm nos trabalhos de Naveen *et al.* (2017) e Souto e Povinelli (2007). Já para as concentrações de Zinco e Chumbo em lixiviados, Naveen *et al.* (2017), Barlaz *et al.* (2010) e Souto e Povinelli (2007) observaram variações entre 0.01 – 8.0 ppm e 0.01 – 2.8 ppm, respectivamente.

Monitoramento dos deslocamentos verticais do maciço de resíduos

Os resultados do monitoramento dos deslocamentos verticais nos marcos superficiais instalados no aterro sanitário de pequeno porte, estão apresentados na Figura 3, sendo possível observar claramente os mecanismos de compressibilidade de resíduos sólidos descritos por Sowers (1973) e a curva teórica de compressão destes apresentados no trabalho de Carvalho *et al.* (2000).

A deformação vertical do aterro sanitário de pequeno porte em relação à altura inicial de resíduos variou entre 3.4% e 7.8%. Em média, o deslocamento vertical final obtido foi de 0.118m. Isto representa um recalque de 5% em relação a altura do aterro. Gandolla, *et al.* (1994), Santos (1994) descrevem que os recalques podem atingir cerca de 25% a 30% da altura teórica do aterro, após a vida útil do aterro. Teixeira e Pinheiro (2018) apresentam uma deformação entre 12.6% e 24.2% para o Aterro Sanitário do município de Minas do Leão, Brasil e de 11.0% e 16.6% para o Aterro Sanitário do município de São Leopoldo, Brasil. Já Hadinata *et al.* (2018) relatam os um recalque diferencial de 10% a 17% em relação a altura do aterro estudado. Park & Lee (2002) aplicaram o modelo biológico para previsão de recalques de longo prazo em dados obtidos no monitoramento de recalques em sete lisímetros e aterros sanitários de diversas idades. Os autores dividiram os aterros em três grupos: novos (poucos anos de operação), idade média (aproximadamente 10 anos) e velhos (até 25 anos).

Os resultados obtidos mostraram que a estimativa da deformação biológica para os aterros novos foi estimada entre 11% e 25%, sendo que o recalque completo se dará entre 10 a 20 anos. Para os aterros com idade entre 2 e 10 anos, a quantidade total de deformação biológica é maior dependendo da idade do aterro, sendo que o recalque de longo prazo raramente é completado com a idade inferior a 20 anos.

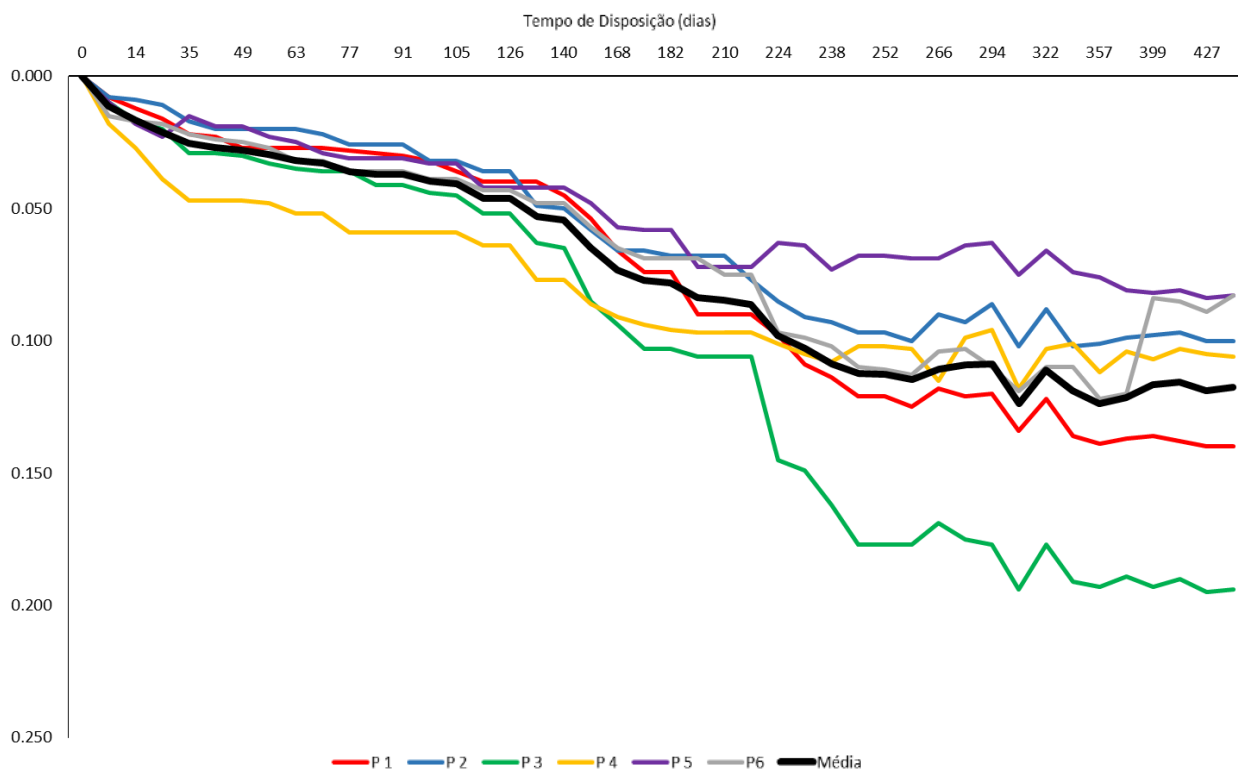


Figura 3. Monitoramento dos recalques diferenciais nos marcos superficiais instalados no aterro sanitário de pequeno porte.

Cabe ressaltar que essas pesquisas estudaram aterros sanitários de médio e grande porte. Assim, as divergências entre estes valores podem estar relacionadas também ao porte do aterro. Contudo, sabe-se que outros fatores, como a heterogeneidade dos resíduos, processos de biodegradação e compressibilidade individual de cada tipo de material, também influenciam diretamente nos recalques.

Avaliando cada marco superficial monitorado, é possível verificar que o ponto que apresentou maior recalque foi o P3, com 0.195 m de recalque total e taxa de deformação média de 0.44 mm/dia. O menor recalque foi no P5, que apresentou 0.084 m de recalque, com taxa de deformação média de 0.19 mm/dia.

Estes índices foram diferentes das taxas apresentadas por Dai-Prá (2018) e Teixeira e Pinheiro (2018), justificado novamente pelo porte do aterro. Dai-Prá (2018) apresentou velocidades de deslocamentos verticais na ordem de 0.2 mm/dia a 3.5 mm/dia para o aterro sanitário do município de São Leopoldo, Brasil. Teixeira e Pinheiro (2018), encontraram recalques diferenciais na faixa de 2.30 m até 3.95 m para o Aterro Sanitário do município de Minas do Leão, Brasil. As velocidades de deslocamentos foram na ordem de 3.5 mm/dia até 7.0 mm/dia. Para o Aterro Sanitário de São Leopoldo, estes últimos autores determinaram recalques diferenciais variando entre 0.68 m e 2.36 m, com velocidade de deslocamento variando entre 0.68 mm/dia até 2.36 mm/dia.

Definição dos Modelos de Previsão de Recalques

a) Correlações Estatísticas

Efetou-se a correlação dos dados medidos de recalques como variável dependente, com os demais parâmetros obtidos, como variáveis independentes, estando estas apresentadas na Tabela 3 a seguir. Conforme Field (2009), o coeficiente de correlação é uma medida do tamanho de um efeito. Assim, valores de ± 0.1 representam um efeito pequeno, ± 0.3 representa um efeito médio e ± 0.5 , um efeito grande.

Tabela 3. Correlações estatísticas, recalques como variável dependente.

Parâmetro	Coeficientes de Correlações		
	tau_b de Kendall	Spearman	Pearson
DQO	-0.604**	-0.781**	-0.80403
SSV	-0.566**	-0.722**	-0.67563
SST	-0.614**	-0.795**	-0.73057
ST	-0.787**	-0.936**	-0.86097
Cr	-0.594**	-0.728**	-0.66319
Fe	-0.548**	-0.693**	-0.72854
Zn	-0.423**	-0.554**	-0.52659
Cd	0.188	0.184	-0.10786
Pb	-0.405**	-0.569**	-0.58175
Tempo	0.921**	0.982**	0.85931
pH	-0.019	-0.060	0.056355
P	-0.472**	-0.624**	-0.32198
NT	-0.460**	-0.654**	-0.53021
NA	-0.367**	-0.533**	-0.52525
Contagem de microrganismos/100mL	-0.526**	-0.718**	-0.62584
Precipitação	-0.140	-0.194	-0.25557
Temperatura máx.	0.051	0.055	0.13879
Temperatura mín.	0.002	-0.016	0.035111
Temperatura méd.	-0.010	-0.020	0.092327
DQO/NT	-0.538**	-0.691**	-0.74391
NT/P	0.231*	0.331*	0.1608
DQO/SSV	-0.152	-0.192	-0.46968

** A correlação é significativa no nível 0.01 (2 extremidades); * A correlação é significativa no nível 0.05 (2 extremidades).

A análise da Tabela 3 permite observar correlações com forte efeito para DQO e série de sólidos. A hipótese de que há relação entre a compressão dos RSU e o decaimento dos níveis de matéria orgânica e sólidos presentes no lixiviado ao longo do tempo de monitoramento, foi confirmada por esta análise estatística.

Já as fortes correlações com os metais pesados, representam a elevada mobilidade destes parâmetros no meio. As variações de pH e a presença de elementos oxidantes no lixiviado são fatores que interferem nestas concentrações. Por outro lado, como os metais apresentaram concentrações muito pequenas, qualquer variação mínima pode apresentar uma diferença estatística significativa. E este fato, também justifica as altas correlações.

b) Determinação dos Modelos de Regressão Linear Múltipla

Com base nas correlações estatísticas, definiu-se as potenciais variáveis independentes do modelo de regressão linear. Como variável dependente utilizou-se a medição de recalque executada em campo. Considerou-se todos os marcos superficiais na análise de correlação e, para elaboração do modelo, utilizou-se a média aritmética dos valores medidos nestes marcos.

Foram gerados dois modelos de previsão. A Equação 1 apresenta o primeiro destes e a Tabela 4 mostra as variáveis estatísticas do modelo desenvolvido.

$$S = 0.856 + 0.019\text{Log}_{10}(A) - 0.150\text{Log}_{10}(B) + 0.109\text{Log}_{10}(C) - 0.132\text{Log}_{10}(D) \quad (01)$$

Onde: "S" é o Recalque; "A" é o Tempo; "B" é a quantidade de Sólidos Suspensos Totais; "C" é a concentração de Cromo e "D" é a concentração de Ferro.

Pode-se observar na Tabela 4 que 94.1% da variável dependente "Recalque" é explicada pelo Modelo de Regressão gerado. O Teste ANOVA demonstra que o modelo ajustado é significativo ao nível de 5%, o que explica o recalque a partir das variáveis utilizadas. Através da planilha de coeficientes confirma-se a significância de todas as variáveis na equação, pois estas apresentam confiança ao nível de 5%.

Embora o Modelo de Regressão seja representativo da compressão dos RSU enterrados no aterro sanitário de pequeno porte em Presidente Lucena, a determinação da presença de metais no lixiviado necessita de equipamentos especiais. A nível nacional, para uma Prefeitura Municipal pequena, os custos analíticos são representativos, tornando inviável este acompanhamento geotécnico. Com isso, elaborou-se outro modelo de previsão que adota parâmetros usuais para monitoramento de lixiviados de aterros sanitários. A Equação 2 apresenta este modelo e a Tabela 5 mostra as variáveis estatísticas do modelo desenvolvido.

$$S = 0.312 - 0.052\text{Log}_{10}(A) - 0.042\text{Log}_{10}(B) \quad (02)$$

Onde: "S" é o Recalque; "A" é a concentração de DQO e "B" é quantidade de sólidos suspensos voláteis.

Tabela 4. Parâmetros estatísticos do Modelo de Regressão Linear - Modelo 1

Resumo do Modelo 01							
Modelo	R	R Quadrado	R Quadrado Ajustado	Erro padrão da Estimativa			
1	0.973	0.947	0.941	0.00950			
ª Preditores: (Constante), Fe, Cr, ST, Tempo							
ANOVAª							
Modelo	Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.		
1	Regressão	0.062	4	0.016	172.793	0.000b	
	Resíduo	0.004	39	0.000			
	Total	0.066	43				
Coeficientesª							
Modelo	Coeficientes não Padronizados		Coeficientes Padronizados		t	Sig.	
	B	Erro Padrão	Beta				
1	(constante)	0.856	0.079			10.861	0.000
	Tempo	0.019	0.006	0.258		2.999	0.005
	ST	-0.150	0.013	-0.910		-11.281	0.000
	Cr	0.109	0.021	0.426		5.265	0.000
	Fe	-0.132	0.026	-0.307		-5.052	0.000

a. Variável Dependente: Real; b. Preditores: (Constante), Fe, Cr, ST, Tempo

Tabela 5. Parâmetros estatísticos do Modelo de Regressão Linear - Modelo 2

Resumo do Modelo							
Modelo	R	R Quadrado	R Quadrado Ajustado	Erro padrão da Estimativa			
2	0.844ª	0.712	0.698	0.02152			
ª Preditores: (Constante), SSV, DQO							
ANOVAª							
Modelo	Soma dos Quadrados	df	Quadrado Médio	Z	Sig.		
2	Regressão	0.047	2	0.023	50.689	0.000b	
	Resíduo	0.019	41	0.000			
	Total	0.066	43				
Coeficientesª							
Modelo	Coeficientes não Padronizados		Coeficientes Padronizado		t	Sig.	
	B	Erro Padrão	Beta				
2	(Constante)	0.312	0.025			12.640	0.000
	DQO	-0.052	0.009	-0.622		-6.050	0.000
	SSV	-0.042	0.014	-0.314		-3.049	0.004

a. Variável Dependente: Real; b. Preditores: (Constante), SSV, DQO

c) Comparação entre os Modelos de Previsão gerados

A Figura 4 apresenta a curva do recalque diferencial médio, medido em campo; e as curvas geradas a partir da aplicação dos Modelos de Previsão 1 e 2 desenvolvidos por esta pesquisa.

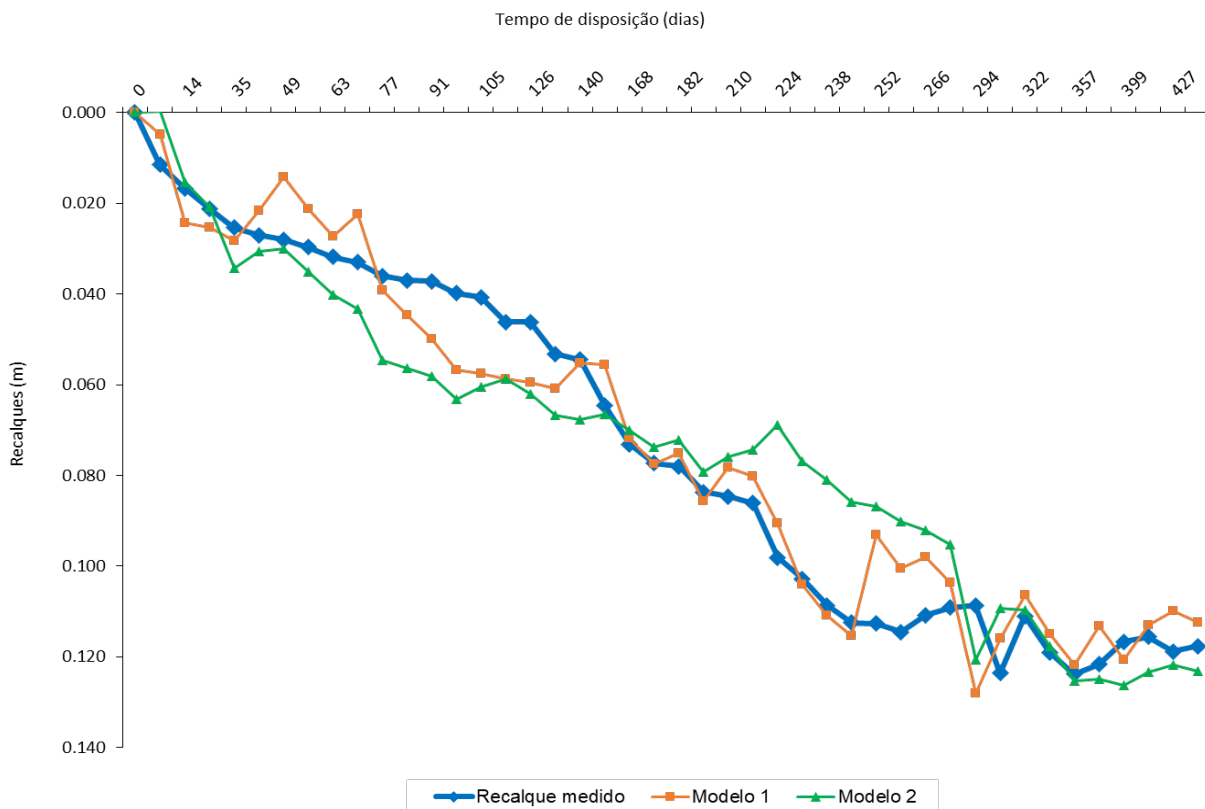


Figura 4. Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo e aplicação dos modelos de previsão desenvolvidos.

Percebe-se na Figura 4 que o Modelo 1 está melhor ajustado a curva de recalques obtida com os dados de medições *in loco* em comparação ao Modelo 2. Isto é explicado pela presença, no Modelo 2, dos parâmetros DQO e SSV. As concentrações destes variam muito ao longo do processo de degradação anaeróbia que ocorre no Aterro Sanitário, até sua estabilização.

Em conformidade com a curva teórica de compressão de resíduos sólidos apresentado por Carvalho *et al.* (2000), uma melhor estabilização da matéria orgânica que interfere na compressibilidade dos RSU, ocorre após o primeiro ano de aterramento. Até esta etapa, é

esperada elevada variabilidade da curva de recalques em função da degradação e da presença de gases e líquidos em deslocamento no maciço. Estes fatores, então, justificam as variações apresentadas na Figura 4, Modelo 2.

Os Modelos 1 e 2 apresentaram diferença no valor final de recalque de 4.43% e 2.35%, respectivamente. Para este aterro sanitário de pequeno porte também foram calculados a variância do erro e o erro quadrático médio, sendo que quanto menor a variância menor a dispersão do erro, indicando o melhor modelo.

O Modelo 1 obteve-se variância de 0.0000824m e desvio de 0.00143531m. Já o Modelo 2 tem variância de 0.000446 m e desvio de 0.00326 m em relação à média dos recalques medidos em cada ponto.

Na comparação dos resultados obtidos em cada ponto através da média, o Modelo 1 obteve variância entre 0.00017 e 0.00228 e erro entre 0.00754 e 0.00207, sendo o menor no P6 e maior no P3, enquanto o Modelo 2 apresentou variância no intervalo de 0.00041 e 0.0021 e erro de 0.00311 e 0.00833, representando nos pontos 4 e 3, respectivamente.

Contudo, devido as variáveis independentes utilizadas para o desenvolvimento do Modelo 2 representarem parâmetros usuais de monitoramento analítico dos lixiviados nacionais, este modelo possui maior potencial de ser utilizado.

Cabe aqui uma análise da relação recalques diferenciais e a degradação da matéria orgânica. Em decorrência do tempo de aterramento dos resíduos, em diferentes células e com diversas idades de aterramento, é habitual que o aterro esteja em fases de degradação distintas. (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Quando ocorre a degradação biológica da fração orgânica dos RSU, ocorre também a perda de massa e a criação de vazios entre os sólidos. Neste momento, as propriedades físicas e mecânicas do maciço mudam (densidade, compressibilidade, força de cisalhamento). Em decorrência da ação dos microorganismos, ocorre a geração de gases e líquidos, que servem como substrato. Todas estas características são interdependentes e destaca-se aqui a importância do estudo de recalques juntamente com a degradação dos RSU, a fim de avaliar o comportamento do aterro, sua possível ampliação de vida útil e potenciais usos após o encerramento (Fei; Zekkos; Raskin, 2014; Al-Yaqout; Hamoda, 2007).

Esta correlação é claramente percebida nas Figura 5 e 6, as quais apresentam os gráficos, em relação ao tempo de monitoramento, dos recalques medidos *versus* Modelo 2 *versus* concentrações de DQO e SSV.

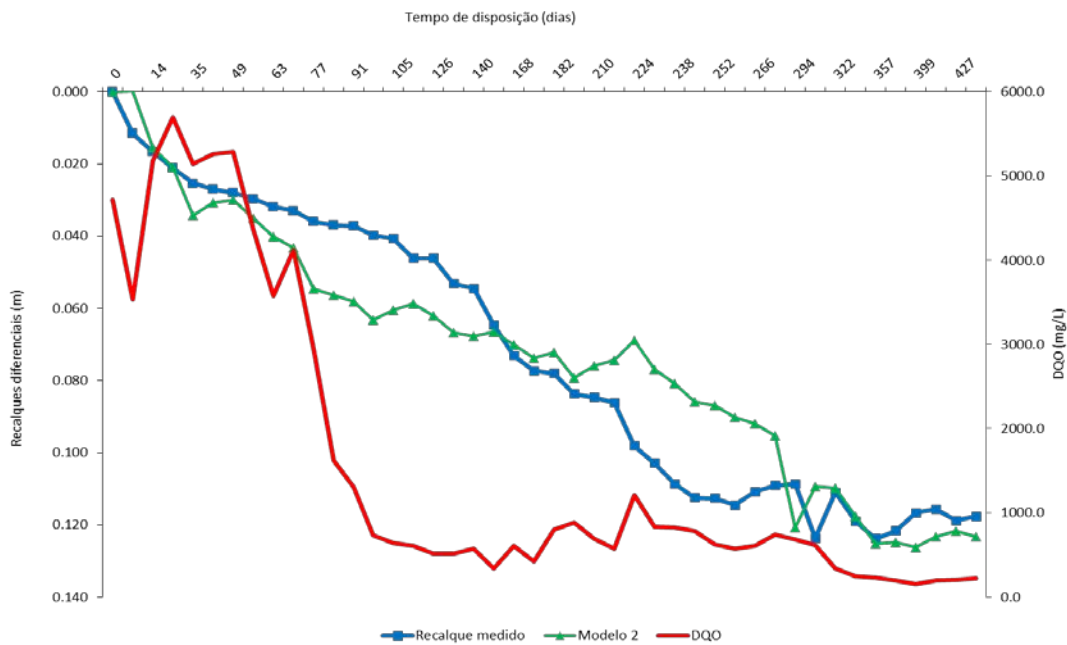


Figura 5. Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo, aplicação do Modelo 2 desenvolvido e a concentração de DQO do lixiviado.

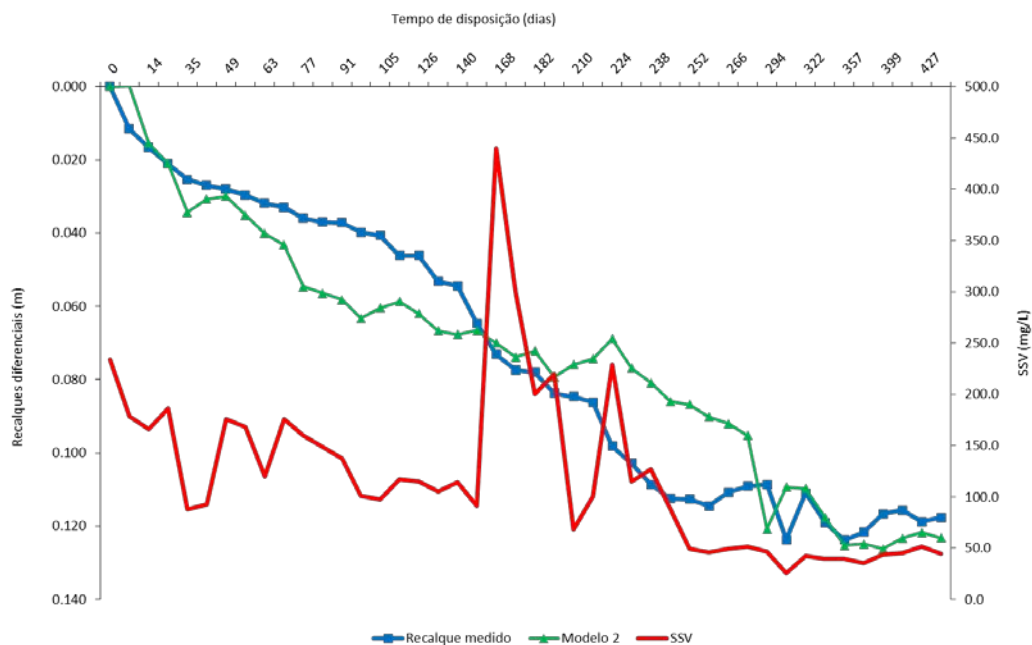


Figura 6. Curvas de compressão de resíduos sólidos a partir do monitoramento em campo, aplicação do Modelo 2 desenvolvido e a concentração de SSV do lixiviado.

Conclusões

Nesta pesquisa, um aterro sanitário de pequeno porte foi projetado, construído e monitorado por 441 dias. Os resultados das concentrações físico-químicas e biológicas do lixiviado gerado mostraram variabilidades e elevadas concentrações de contaminantes, típicas do efluente estudado. Devido suas características de operação e por se tratar de um aterro menor, verificou-se menores concentrações de matéria orgânica e nitrogenada no lixiviado estudado em comparação a outras pesquisas.

O monitoramento de recalques diferenciais do maciço mostrou adequação a curva teórica de compressão de RSU sugerida pela literatura. Após 441 dias de monitoramento obteve-se um deslocamento vertical total de 0.118m; representando um recalque diferencial entre 3.4% e 7.8% em relação a altura inicial do aterro sanitário. A velocidade de deformação vertical variou entre 0.19mm/dia e 0.44mm/dia.

Os Modelos de Regressão Múltipla desenvolvidos para previsão de recalques diferenciais no aterro sanitário de pequeno porte estudado mostraram-se adequados estatisticamente. A variância do Modelo 1 foi calculada em 0.000824m, com um desvio de 0.00143531m em relação à média dos recalques medidos em cada ponto. Já o Modelo 2 apresentou uma variância de 0.000446 m e um desvio de 0.00326 m.

Por fim, devido as variáveis independentes utilizadas para o desenvolvimento do Modelo 2 representarem parâmetros usuais de monitoramento analítico dos lixiviados nacionais, este modelo possui maior potencial de ser utilizado. Para este caso, 69.8% da variável dependente “Recalque” é explicada pelo Modelo de Regressão gerado, considerando um nível de confiança de 5% ($p < 0.05$).

Agradecimentos

Agradecemos aos financiadores do projeto, FINEP, CNPq, CEF e UNISINOS, e à prefeitura de Presidente Lucena.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2010) *NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento*. 24 pp. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004a) *NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação*. 25p. Rio de Janeiro: ABNT.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2004b) *NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos*. 25p. Rio de Janeiro: ABNT.

- Alcântara, P. B. (2007) *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, 366 pp.
- Alberte, E., Carneiro, A., Kan, L. (2005) Recuperação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos. *Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana*, **3**(5), 1-15.
- APHA, AWWA, WEF. (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC. 1496 pp.
- Al-Yaqout, A. F.; Hamoda, M. F. (2007) Movement of unlined landfill under preloading surcharge. *Waste Management*, **27**(3), 448–458.
- Babu, G.L., Reddy, K.R., Chouskey, S.K., Kulkarni, H. (2010) Prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement using constitutive model. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **14**(2), 139-150.
- Barlaz, M. A., Bareither, C. A., Hossain, A., Saquing, J., Mezzari, I., Benson, C., Tolaymat, T. M., Yazdani, R. (2010) Performance of North American Bioreactor Landfills. II: Chemical and Biological Characteristics. *Journal of Environmental Engineering*, **136**(8), 839–85.
- Barlaz, M. A., Staley, B. F., de Los Reys, F. L. (2010) Anaerobic Biodegradation of Solid Waste. In: MITCHELL, R.; GU, J.-D. (Eds.). *Environmental Microbiology*. 2nd. ed. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Barlaz, M., Ham, R. K. (1993) Leachate and gas generation. In: DANIEL, D. E. (Ed.). *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. 1st. ed. London: Chapman & Hall, 683 pp.
- Bjarngard, A., Edgers, L. (1990) Settlement of municipal solid waste landfills. *Proc. 13th Annual Madison Waste Conference*, Madison, 192-205.
- Brasil (2010) *Lei nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF. Presidência da República, 2010. Acesso em: 01 de julho de 2019. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>
- Brasil (2020) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019*. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília: SNS/MDR, 2020. 246 pp. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf
- Bowders, J., Bouazza, M., Loehr, E., Russel, M. (2000) Settlement of Municipal Solid Waste Landfills. *Proc. 4th Kansai Int'l Geotechnical Forum*, IAS, Anais. Kyoto, Japão.
- Carvalho, M.F., Vilar, O.M., Kaimoto, L.S.A. (2000) Estudo da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos. *Solos e Rochas*, **23**(1), 3-19.
- Chen, Y. M., Zhan, Tony L. T., Wei, H. Y., Ke, H. (2009) Aging and compressibility of municipal solid wastes. *Waste Management*, **29**(1), 86–95.
- Dai-Prá, L. B. (2018) *Desenvolvimento e aplicação de um modelo de predição de recalques no aterro sanitário da CRVR–Unidade de São Leopoldo/RS*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 126 pp.
- Datta, S., Ering, P., Babu, G. L. S. (2016) Reliability analysis of municipal solid waste landfill settlements. *Japanese Geotechnical Society Special Publication*, **2**(52), 1818–1823.
- Denardin, G. P. (2013) *Estudo dos recalques do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio – Minas do Leão/RS*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Santa Maria.
- Downing, D., Clark, J. (2011) *Estatística Aplicada*. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 351 pp.
- Farquhar, g. J., rovers, f. A. (1973) Gas production during refuse decomposition. *Water, Air, & Soil Pollution*, **2**(4), 483–495.
- Fei, X., Zekkos, D., Raskin, L. (2014) An experimental setup for simultaneous physical, geotechnical, and biochemical characterization of municipal solid waste undergoing biodegradation in the laboratory. *Geotechnical Testing Journal*, **37**(1), 1-12. <https://doi.org/10.1520/GTJ20130084>

- Field, A. (2009) *Descobrimdo a estatística usando o SPSS*. Tradução Lorí Viali. 2.ed. – Dados eletrônicos. Porto Alegre: Artmed.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**(4), 297–336.
- Gandola, M., Dugnani, L., Bressi, G., Acaia, C. (1994) A Determinação dos Efeitos do Recalque sobre os Depósitos de Lixo Sólido Municipal. *Anais do Simpósio Internacional de Destinação do Lixo*, Salvador, Bahia, 191-211.
- Gibson, R.E., Lo, K.Y. (1961) A theory of soils exhibiting secondary compression. *Acta Polytechnica Scandinavica*, **C10**(296), 1-15.
- Gianotti, R. C. (2011) *Estatística*. 1. ed. São Leopoldo: Editora Unisinos. 122 pp.
- Gomes, L. P., Caetano, M. O. (2010). Municipal Solid Waste Sanitary Landfill Compressibility: Study with Linear Regression Application. *Soils and Rocks*, **33**(3), 145-157.
- Gomes, L. P., Caetano, M. O., Miranda, L. A. S. (2014) Amoniacal Nitrogen Removal from Sanitary Landfill Leachate by Stripping Process Using a Baffled Reactor. *Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **7**(1), 19-32.
- Gourc, J. P., Arif, N., Olivier, F. (2007) Long Term Settlement of Domestic Waste in Landfill: Ispm Method. *Proc. 18th French Congress of Mechanics*, Anais eletrônicos, 27–31.
- Gourc, J. P., Staub, M. J., Conte, M. (2010) Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes – Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Management*, **30**(8-9), 1556-1568.
- Hadinata, F., Damanhuri, E., Rahardyan, B., Widyarsana, I. M. W. (2018) Identification of initial settlement of municipal solid waste layers in Indonesian landfill. *Waste Management & Research*, **36**, 737–743.
- Huang, Y., G. Fan. (2016) Engineering geological analysis of municipal solid waste landfill stability. *Nat. Hazard*, **84**(1), 93–107.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) *Presidente Lucena*. Acesso em 27 de junho de 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/presidente-lucena/panorama>
- Lange, L. C., Amaral, M. C. S. (2009) Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P. (Coord.). *Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 26–59.
- Ling, H. I., Leshchinsky, D., Mohri, Y., Kawabata, T. (1998) Estimation of municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **124**(1), 21-28.
- Lü, X., Xue, D., Chen, Q., Zhai, X., Huang, M. (2019) Centrifuge model test and limit equilibrium analysis of the stability of municipal solid waste slopes. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, **78**(4), 3011-3021.
- Marques, A. C. M., Filz, G. M., Vilar, O. M. (2003) Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **129**(4), 372-378.
- Melo, M.C. (2003) *Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco. 127pp.
- Naveen, B. P., Mahapatra, D. M., Sitharam, T. G., Sivapullaiah, P. V., Ramachandra, T. V. (2017) Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution*, **220**, 1-12.
- Park, Hyun I., Lee, Seung R. (2002) Long-term settlement behavior of MSW landfills with various fill ages. *Waste Management & Research*, **20**, 259-268.
- Palma, J.H. (1995) *Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos*. Tese (Doutorado) – Universidade de Cantábria, Santander, Espana. 294 pp.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE INFORMAÇÃO PARA A PLATAFORMA DESKTOP VISANDO O DELINEAMENTO DE ÁREAS VERDES URBANAS EM ESCALAS MUNICIPAIS

* Marcelo Luis Murari¹
André Luis Gobbi Primo¹
Luciana Rezende Alves de Oliveira¹
Valdir Schalch¹

DEVELOPMENT OF AN INFORMATION SYSTEM FOR THE DESKTOP PLATFORM FOR THE DESIGN OF URBAN GREEN AREAS ON MUNICIPAL SCALES

Recibido el 19 de junio de 2020. Aceptado el 8 de septiembre de 2021.

Abstract

Planned urban green areas stand out in their ability to mitigate climatic issues by reducing thermal amplitudes, improving air quality, protection of soil against erosion, protection of wind forces, refuge of fauna and the expansion of biodiversity. The objective of the work reported here was the development of a software, entitled Desktop Information System for Delineation of Urban Arborization - SISARB, for the desktop platform with the purpose of granting information from the municipal census, using the JAVA programming language with the framework NetBeans and modeling using the UML markup language. The image used in SISARB needs high definition with at least 70 Dots Per Inch - DPI and be taken at times that the sun provides good illumination of the region. This software identifies the various shades of the green color of the RGB table that characterizes the wooded regions and the amount of green present and missing. The quantification of green areas was calculated as a percentage. All green areas found after image processing were colored pink. The software has a single user; first select the high-resolution image; after the image is displayed the percentage is defined as 0 to 100%; after defining the percentage, the software is asked to check the green areas of the inserted image. This software was developed for municipal scale and allows the user with minimal knowledge in computing to use it for a specific, direct and precise purpose.

Keywords: environment, urban green areas, software, tree census mall scale sanitary landfills.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Campus Ribeirão Preto, SP, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto. Campus Ribeirão Preto, SP, Brasil. Email: murari@ifsp.edu.br

Resumo

As áreas verdes urbanas planejadas destacam-se na sua capacidade de amenizar as questões climáticas por meio da diminuição das amplitudes térmicas, de melhorar a qualidade do ar, proteção do solo contra erosão, proteção das forças dos ventos, refúgio da fauna e promovendo, desta forma, a ampliação da biodiversidade. O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de um software, intitulado Sistema de Informação Desktop para Delineamento da Arborização Urbana - SISARB, para a plataforma desktop com a finalidade de conceder informações do censo arbóreo em escala municipal, utilizando a linguagem de programação JAVA com o framework NetBeans e a modelagem utilizando a linguagem de marcação UML. A imagem utilizada no SISARB precisa ter alta definição com no mínimo 70 Dots Per Inch - DPI e ser tirada em horários que o sol propicie uma boa iluminação da região. Este software identifica os vários tons da cor verde da tabela RGB que caracteriza as regiões arborizadas e a quantidade de verde presente e faltante. A quantificação das áreas verdes foi calculada em percentual. Todas as áreas verdes encontradas após o processamento da imagem, foram coloridas com a cor rosa. O software possui um único usuário; primeiramente seleciona-se a imagem de alta resolução; após a visualização da imagem define-se o percentual de 0 a 100%; após a definição do percentual pede-se para o software verificar as áreas verdes da imagem inserida. Este software foi desenvolvido para a escala municipal e permite que o usuário com conhecimento mínimo em informática utilize-o para um fim específico, direto e preciso.

Palavras chave: meio ambiente, áreas verdes urbanas, software, censo arbóreo.

Introdução

O aprofundamento dos estudos relativos à arborização urbana se faz cada vez mais necessário, na medida em que estes comprovam a contribuição da arborização na melhoria da qualidade de vida da população. Como consequência ocorre melhoria na qualidade de vida dos habitantes do ambiente urbano (Paiva e Gonçalves, 2002). A arborização urbana é o conjunto de áreas públicas e privadas com vegetação predominantemente arbórea ou em estado natural que uma cidade apresenta, incluindo as árvores de ruas e avenidas, parques públicos e demais áreas verdes (Milano, 1988).

É tida como a relação entre ambiente arbóreo, estruturas e pessoas, envolvendo a cidade toda (Grey, 1996), tanto ruas e avenidas como praças e jardins.

Segundo Milano (1995), a arborização que se desenvolve nas áreas públicas e privadas colaboram muito para que a população tenha uma melhor qualidade de vida, as universidades por possuírem muitas áreas verdes tem um aspecto relevante nesta contribuição e ainda assim permitem a utilização de espécies vegetais nas pesquisas acadêmicas.

Sanchotene (1994) define a arborização urbana, como um conjunto de árvores, sejam elas naturalmente estabelecidas ou implantadas, situadas no perímetro urbano, como praças, parques e universidades.

A integração do programa de arborização de ruas e o sistema de áreas verdes proporcionam grandes melhorias para as cidades devendo ser abordado de maneira global, mesmo a arborização urbana ser considerada como um todo, evitando problemas por falta de manutenção adequada (Rachid e Couto, 1999).

Para Lima (1993), a arborização urbana interfere na vida das pessoas de maneira direta, tanto física como psicologicamente. Na parte física, a arborização não se restringe a melhorar a estética de uma cidade, mas contribui, também, por deixar o microclima agradável, diminuir os ruídos dos carros, ordenar os espaços físicos, valorizando o imóvel e envolvendo a comunidade. No plano psicológico, ajuda o ser humano ao mitigar a probabilidade de estresse.

Para Veras (1986), a arborização urbana caracteriza-se como um dos mais importantes elementos que compõem o ecossistema das cidades e que, pelos benefícios que produz, deveria ser uma preocupação permanente de todo e qualquer planejamento urbano.

A arborização conecta-se a uma variedade de fatores, que não depende apenas do plantio de árvores em ruas e praças, mas que também devem objetivar a contribuição para o conforto visual, ao microclima e atenuar a poluição do ambiente urbano (Milano, 1988).

Para Macêdo *et al.* (2012), arborizar representa mais que o simples gesto de plantar uma árvore, é necessário o conhecimento prévio de uma série de fatores sobre o local a ser arborizado e suas características particulares.

Romani *et al.* (2012) entendem a arborização urbana como um tema recente e que tem andado a passos curtos, considerando que a participação da população e dos órgãos públicos locais são de suma importância para seu desenvolvimento.

Sendo assim, a assimilação do conceito de arborização urbana conduz ao reconhecimento de forma coletiva e não individualmente, evoluindo para uma ideia mais abrangente e de maiores valores ecológicos (Paiva e Gonçalves, 2002).

A arborização torna-se imprescindível para a qualidade de vida urbana, por isso deve-se ser tratada com uma maior preocupação e um melhor planejamento. Deve-se também ter uma visão ecológica das espécies para arborizar uma cidade, pois é de extrema importância proteger a história de cada região, dando prioridade a espécies locais (Kramer e Krupek, 2012).

Passos e Lopes Jr. (1998) acrescentam que a presença do verde em praças e jardins, em especial de espécies arbóreas, é fundamental, seja para criar áreas de microclimas, que atuam amenizando situações extremas, principalmente, as provocadas pelo excesso de espaços

construídos e impermeabilizados, pela presença de poeira e de poluentes do ar, seja pela reciclagem do ar com a produção de oxigênio.

Segundo Maciel et al. (2008), as árvores possuem um caráter essencial para a qualidade de vida por proporcionarem muitos benefícios para a comunidade, melhorando a qualidade do ar, oferecendo sombra, amenizando as altas temperaturas, servindo de abrigo e fornecendo alimentos aos animais, também funcionam como um isolante acústico e melhoram as condições do solo. Além de todos esses benefícios valorizam os imóveis do ponto de vista estético e ambiental.

Existem outras vantagens que são proporcionadas pela arborização urbana, como o aumento do valor de imóveis próximos a locais com muita arborização, queda nos gastos de energia elétrica, melhor escoamento de águas pluviais, diminuição da erosão do solo, melhoria na qualidade da água, aumento das atividades de recreação, além de uma maior sensação de bem-estar e saúde da população (Sather *et al.*, 2004).

Benatti et al. (2012) apontam os avanços microclimáticos decorrentes da arborização de cidades como um dos benefícios da implantação da vegetação nos espaços urbanos. Os mesmos autores lembram ainda que, a presença de árvores nestes ambientes, colabora com a filtragem de gases atmosféricos (CO₂), conseqüentemente contribuem para redução da temperatura.

Paiva e Gonçalves (2002) informam que a vegetação atua na amenização climática, no ambiente urbano, principalmente, sobre três aspectos:

- Intercepta os raios solares, criando áreas de sombreamento;
- Reduz a temperatura ambiente, evitando a incidência solar direta no concreto e asfalto;
- Umedece o ar devido à constante transpiração, eliminando água para o meio ambiente.

A arborização urbana contribui para o controle da poluição atmosférica, melhorando a qualidade do ar e reduzindo os níveis de poluição ambiental e visual (Milano, 1988). Conforme Yang *et al.* (2005), a contaminação atmosférica no meio urbano é proveniente, principalmente de indústrias e veículos automotores. As árvores, no meio urbano, podem proporcionar um papel significativo na redução do nível do gás carbônico atmosférico, uma vez que fixam o carbono durante a fotossíntese (Mchalle *et al.*, 2007).

Lira Filho (2001 apud Paiva e Gonçalves, 2002) cita que os principais proveitos que se pode tirar das paisagens atuais estão relacionados aos benefícios físicos e mentais que as mesmas são capazes de proporcionar à sociedade. São mudanças de comportamento que não somente afetam o envolvido diretamente com a paisagem, mas também se estendem para a sociedade em geral. Dependendo das características de cada paisagem, pode-se direcioná-la para os diferentes tipos de lazer: contemplativo, recreativo, esportivo e cultural (Biondi e Althaus, 2005).

Cada árvore possui características diferentes das outras, tendo assim que ter um planejamento quanto ao plantio de árvores no espaço urbano. Segundo Milano (1995), o planejamento e execução de projetos de arborização de ruas podem ser divididos em quatro etapas:

- a) Planejamento e controle – restringem-se à definição detalhada de planos, programas e projetos e ao controle da realização dos mesmos quanto a objetivos estabelecidos e resultados obtidos;
- b) Implantação – trata de efetivação prática das propostas estabelecidas no planejamento, incluindo a produção de mudas e seu efetivo plantio, com todos os seus procedimentos diversificados e detalhados;
- c) Manutenção – inclui as atividades de poda de condução e manutenção, o controle fitossanitário e a remoção de árvores doentes ou muito velhas; e
- d) Fiscalização – mantém a vigilância quanto ao comportamento da sociedade em relação às regras estabelecidas, incluindo: vistorias para fins de licenciamento, apuração de denúncias, aplicação de multas, acompanhamento da situação de áreas beneficiadas por incentivos fiscais, entre outros.

Segundo Machado *et al.* (2006), deve-se preconizar o uso de espécies nativas na arborização urbana, pois elas se revelam mais rústicas, menos exigentes em tratos e, conseqüentemente, podem reduzir investimentos. Contudo, Paiva e Gonçalves (2002), ressaltam que não se deve substituir, totalmente, as espécies exóticas que se instalaram com perfeição no Brasil.

Dias (1985) afirma que conhecer as espécies mais adequadas para a utilização na arborização demanda conhecimento de características como: tamanho, frutificação, caducifolia, porte, forma do tronco, presença de espinhos, emissão de odores, agressividade das raízes, velocidade de crescimento, durabilidade, rusticidade, resistência à poluição, impacto de pedestres, pragas e doenças, resistência ao vento, à seca, etc.

Para Oliveira e Ferreira (2005), é preciso compatibilizar a arborização urbana e a prestação de serviços de utilidade pública, e isso somente é possível através de um planejamento da arborização prevendo o uso de espécies adequadas. A falta de planejamento acarreta prejuízos e riscos de acidentes, exigindo constantes podas, cortes drásticos e algumas vezes a eliminação das árvores.

O Programa Município VerdeAzul – PMVA foi lançado em 2007 pelo Governo do Estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Estado do Meio Ambiente tem o inovador propósito de medir e apoiar a eficiência da gestão ambiental com a descentralização e valorização da agenda ambiental dos seus municípios (PMVA, 2007).

Uma das formas de gerenciar a arborização urbana é por meio da utilização de softwares de geoprocessamento como Spring e ArcGis. Estes softwares trabalham com imagens georeferenciadas e exigem um determinado grau de conhecimento do profissional que irá operá-lo para realizar o processamento de uma imagem extraído da mesma um índice de vegetação arbórea para fins de planejamento urbano.

Segundo o informe Manuais-Tutorial de Geoprocessamento (2017), o Spring é um Sistema de Informações Geográficas (SIG), um banco de dados geográfico de 2^o geração, para ambientes Windows, Linux e Mac. Os sistemas desta geração são concebidos para uso em conjunto com ambientes cliente-servidor, geralmente acoplados a gerenciadores de banco de dados relacionais, operando como um banco de dados geográfico.

Já o ArcGIS é um conjunto de aplicativos computacionais de Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) desenvolvido pela empresa norte-americana ESRI (Environmental Systems Research Institute) que fornece ferramentas avançadas para análise espacial, manipulação de dados e cartografia (Santos, 2014).

Portanto, esse trabalho teve como objetivo a elaboração de um software com a finalidade de conceder informações pertinentes sobre o censo arbóreo em escalas municipais. Esse software permite que o usuário com conhecimento mínimo em informática utilize-o para um fim específico, direto e preciso. Essa facilidade de utilização e a aplicabilidade específica para realizar o processamento da imagem identificando a cor verde, sem a necessidade de configurações adicionais do mesmo o diferencia de outros softwares disponíveis na área de Geoprocessamento (que são de complexa configuração), tornando-o indispensável à gestão das áreas verdes.

Com o desenvolvimento do software de interface simples e prática, busca-se auxiliar os gestores responsáveis pelo controle arbóreo da cidade e incentivar a população ao plantio de árvores, melhorando assim a qualidade de vida.

Materiais e métodos

Desenvolvimento de um software para a quantificação de áreas verdes urbanas

Para o desenvolvimento do software foi utilizada a linguagem Java que se caracteriza por ser gratuita, portátil, robusta e segura (DEITEL, 2005). Para auxiliar o desenvolvimento foi utilizado o framework NetBeans, já a documentação foi feita seguindo todas as regras da engenharia de software e a diagramação foi feita utilizando a linguagem de marcação UML que segundo Booch, *et al.* (2000) é uma linguagem de modelagem unificada utilizada para documentar sistemas orientados a objeto.

Quanto ao uso do software não há restrição acerca da imagem a ser analisada, basta apenas que a mesma esteja em alta resolução com no mínimo 70 DPI.

A identificação da cobertura arbórea foi feita por meio do processamento da imagem em alta resolução possibilitado pelo software para a medição do censo arbóreo de forma a identificar os vários tons da cor verde que caracterizavam regiões arborizadas; árvores isoladas e áreas verdes para que fosse feita a quantificação das áreas verdes. Para isso as áreas verdes encontradas foram pintadas da cor rosa, apenas para ilustrar na imagem onde estavam localizadas e foi feito também a contabilização do total de área verde encontrada em porcentagem e também o total de área não verde encontrada na imagem.

Obtenção de imagens de alta resolução e delimitação dos setores

Para a obtenção das imagens da área urbana a ser mapeada foi realizada uma reunião com o diretor do Departamento do Meio Ambiente da Superintendência de Água, Esgotos e Meio Ambiente de Votuporanga – SAEV para solicitar a autorização da obtenção da imagem em alta resolução, por via satélite, da cidade. Posteriormente, essa solicitação foi encaminhada ao Setor de Meio Ambiente, responsável pela disponibilização da mesma.

De posse da imagem da cidade modelo, o responsável do setor da SAEV, identificou, por meio de um trabalho topográfico realizado pela prefeitura, a demarcação por linhas separando em quatro quadrantes e para cada quadrante foram separados os bairros. Para a separação dos quadrantes foi utilizando o software AutoCad.

Validação do software

A validação do software deu-se por meio da utilização da imagem de alta resolução da cidade de Votuporanga-SP, disponibilizadas pela SAEV e pela Secretaria do Planejamento do Município quantificando o índice de áreas verdes de cada imagem dimensionada.

A cidade de Votuporanga está localizada na região noroeste do Estado de São Paulo, próxima à cidade de São José do Rio Preto e distante cerca de 520 km da capital do Estado, São Paulo.

Possui uma área de 421,034 km², localizada na região noroeste do Estado de São Paulo, no paralelo 20° 25s de Latitude e Meridiano 49° 58s de Longitude Greenwich, a uma altitude de 525 metros. Sua localização exata no globo terrestre é Latitude 20° 25m 02s, Longitude 49° 58m 22s, Altitude de 525 metros.

O relevo é constituído por superfícies planas e o solo se caracteriza como de média e alta fertilidade, o clima é subtropical úmido com temperatura média anual de 24°C (máxima de 37° e mínima de 10°C) e precipitação pluviométrica de 1.300 mm.

Votuporanga possui mais de 300 mil árvores e 100 reservas ecológicas, espaços de áreas verdes e APP's (nascentes e córregos) e tem o índice acima do recomendado pela OMS com 40 m² de cobertura de área verde por habitante; a OMS recomenda que exista, no mínimo, 12m² de área verde por habitante. Os habitantes se chamam votuporangenses, e o último censo contabilizou 84.692 habitantes.

Resultados e discussão

Desenvolvimento de um software para a quantificação de áreas verdes urbanas

Para ser realizada a modelagem desse software foi escolhida a UML-“Unified Modeling Language”, uma linguagem visual utilizada para a modelagem de sistemas computacionais por meio do paradigma de orientação a objetos.

Na Figura 1 está ilustrada a tabela RGB (Red, Green e Blue) da cor verde. Para o desenvolvimento do software, a tabela RGB da cor verde foi considerada e o software foi programado para encontrar todos os tons de verde da imagem.

Observa-se que na Figura 1 foram utilizados 20 tons de cores, cada cor possui um código hexadecimal. Esse código hexadecimal trata-se de um sistema de numeração posicional que representa os números em base 16, sendo assim, utilizando 16 símbolos que são representados pelos números 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9 do sistema decimal, além das letras A, B, C, D, E e F.

As cores exibidas em monitores e telas são definidas a partir do código hexadecimal, que é composto do sinal de sustenido (#) mais seis dígitos. Os dois primeiros definem a intensidade da cor vermelha, os dois do meio dizem respeito ao verde e os dois últimos, ao azul.

O código RGB é a abreviatura de um sistema de cores aditivas em que o vermelho (red), o verde (green) e o azul (blue) são combinados de várias formas de modo a reproduzir um largo espectro cromático. O propósito principal do sistema RGB é a reprodução de cores em dispositivos eletrônicos como monitores de TV e computadores, retroprojetores, scanners e câmeras digitais.

Uma cor no modelo de cores RGB pode ser descrita pela indicação da quantidade de vermelho, verde e azul que contém e cada uma pode variar entre o mínimo (completamente escuro) e máximo (completamente intenso). Quando todas as cores estão no mínimo, o resultado é a cor preto, e se todas estiverem no máximo, o resultado é a cor branca.

Nome da Cor	Código hexadecimal	Código RGB	Nome da Cor	Código hexadecimal	Código RGB
DarkSlateGray	#2F4F4F	(47,79,79)	DarkSlateGray	#2F4F4F	(47,79,79)
MediumSpringGreen	#00FA9A	(0,250,154)	LimeGreen	#32CD32	(50,205,50)
SpringGreen	#00FF7F	(0,255,127)	Lime	#00FF00	(0,255,0)
PaleGreen	#98FB98	(152,251,152)	LawnGreen	#7CFC00	(124,252,0)
LightGreen	#90EE90	(144,238,144)	Chartreuse	#7FFF00	(127,255,0)
DarkSeaGreen	#8FBC8F	(143,188,143)	GreenYellow	#ADFF2F	(173,255,47)
MediumSeaGreen	#3CB371	(60,179,113)	YellowGreen	#9ACD32	(154,205,50)
SeaGreen	#2E8B57	(46,139,87)	OliveDrab	6B8E23	(107,142,35)
DarkGreen	#006400	(0,100,0)	DarkOliveGreen	#556B2F	(85,107,47)
Green	#008000	(0,128,0)	Olive	#808000	(128,128,0)
ForestGreen	#228B22	(34,139,34)			

Figura 1. Tabela RGB da cor verde utilizada como espectro de cor para a localização dos pontos na programação do sistema de informação para o delineamento das áreas verdes urbanas (Tabela RGB da Cor Verde, 2019).

Condições para obtenção da imagem para o uso no software

Para que a imagem possa ser utilizada e atenda as condições do software, torna-se necessário que a imagem aérea seja tirada em um horário que o sol esteja propiciando uma boa iluminação na região em que será registrada a imagem.

Não é indicado que essa imagem aérea seja feita quando o tempo estiver nublado ou que apresente muitas nuvens e ainda na presença de floração ou seca. Ressalta-se que a imagem precisa estar no formato de arquivo JPG ou PNG.

Apresentação do sistema de informação desktop para delineamento da arborização urbana - SISARB

A tela inicial do software desenvolvido é apresentada na Figura 2. Observa-se na figura, como etapa inicial para utilização do software, a seleção da imagem a ser analisada clicando no botão “buscar” (seta 1).

Após essa etapa o usuário será direcionado em uma próxima tela conforme ilustrado na Figura 3.

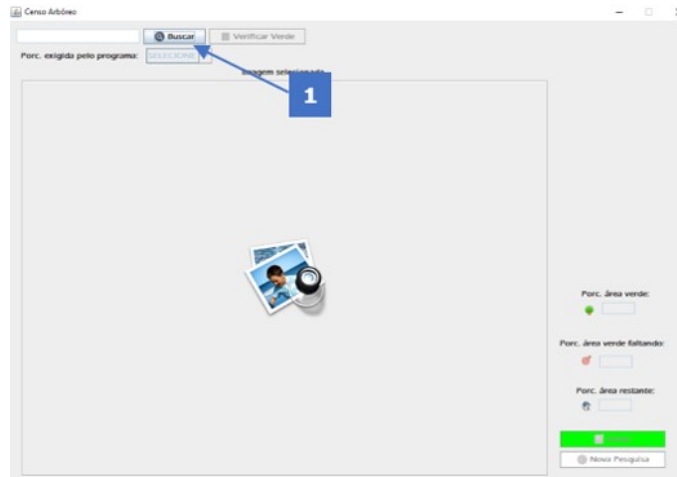


Figura 2. Tela inicial do sistema informatizado - SISARB para a realização do censo arbóreo. (Autor, 2018).

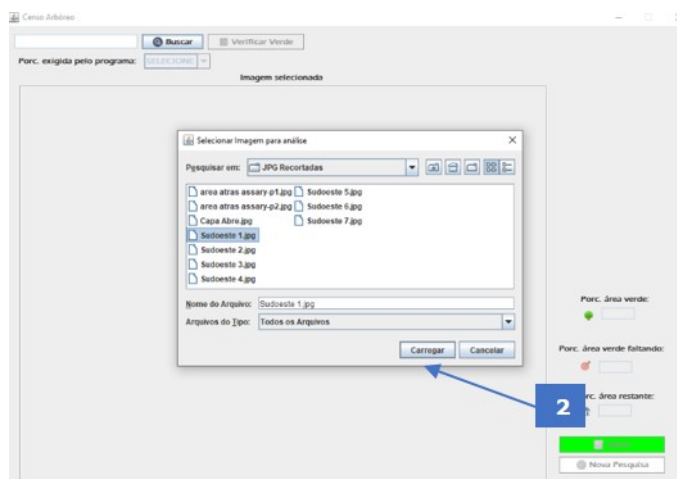


Figura 3. Tela do sistema informatizado - SISARB demonstrando a função buscar a imagem a ser analisada. (Autor, 2018).

Na Figura 3, apresenta-se a tela com a opção do botão buscar. Nesta tela o usuário poderá selecionar a imagem para análise do percentual de áreas verdes conforme ilustra a seta 2, permitindo que o usuário escolha a imagem a ser analisada no seu próprio computador ou em algum dispositivo de armazenamento. Apresenta-se também a tela com a opção de selecionar a porcentagem de área verde que o sistema pretende encontrar. Essa porcentagem possui uma variação de 0 a 100% com intervalos entre eles de 10%.

Na Figura 4, conforme ilustra a seta 3, permite-se que o usuário escolha a porcentagem de área verde que se pretende encontrar na imagem a ser analisada. Após essa etapa, o usuário seleciona

a opção de verificar verde selecionando o botão indicado pela seta 4 ilustrada na Figura 5, tornando-se possível o processamento da imagem para verificar se a mesma possui a quantidade de percentual de área verde selecionada. Nessa etapa, o software processará a imagem e encontrará a porcentagem de áreas verdes encontradas; o percentual de áreas verdes faltante e o percentual de área restante.

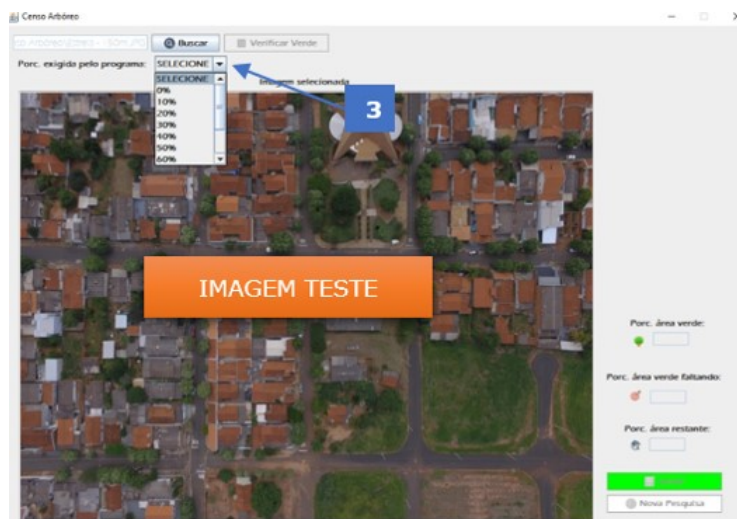


Figura 4. Tela do sistema informatizado - SISARB para determinar a porcentagem de área verde que se pretende encontrar. (Autor, 2018).

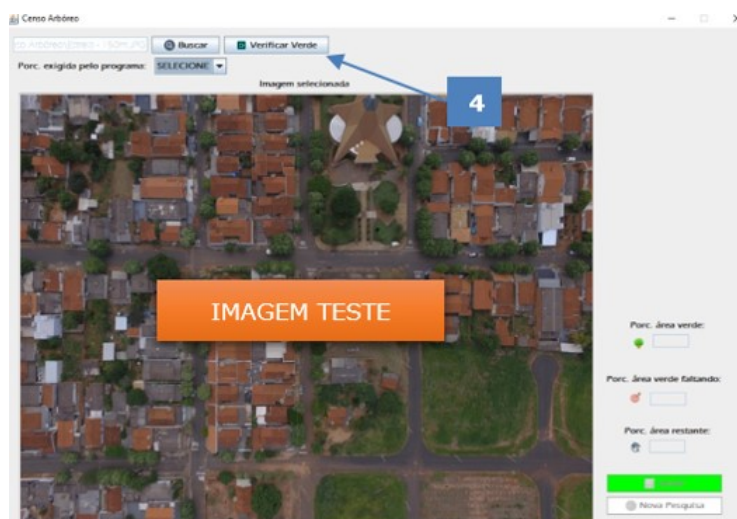


Figura 5. Tela do sistema informatizado - SISARB para determinar a quantidade de área verde que a imagem possui. (Autor, 2018).

Essa opção fará que o software efetue o processamento da imagem e o tempo necessário para essa operação vai depender do tamanho da imagem e do poder de processamento da máquina utilizada.

O processamento de uma imagem requer inicialmente uma filtragem de ruídos e correções de distorções geométricas, após esse processo os objetos que serão analisados precisam ser separados do plano de fundo da imagem, o que significa que é necessário identificar, através de um processo de segmentação, características constantes e descontinuidades também são aplicadas técnicas que utilizam várias estratégias de otimização para minimizar o desvio entre os dados da imagem e um modelo que incorpora conhecimento sobre os objetos da mesma.

A partir da forma geométrica dos objetos da imagem, resultante da segmentação feita anteriormente, pode-se utilizar operadores morfológicos para analisar e modificar essa forma bem como extrair informações adicionais do objeto, as quais podem ser úteis na sua classificação. A classificação de objetos em uma imagem é considerada como uma das tarefas de mais alto nível e tem como objetivo reconhecer, verificar ou inferir a identidade dos objetos a partir das características e representações obtidas pelas etapas de processamento.

Obtenção de imagens de alta resolução e delimitação dos setores

Após a obtenção da imagem de satélite de alta resolução da cidade modelo, a imagem foi dividida em quatro quadrantes, sendo eles: noroeste, nordeste, sudoeste e sudeste.

A cidade de Votuporanga é delimitada por 161 bairros, (Anexo 1) e estão localizados 44 bairros na região Noroeste, 47 bairros na região Nordeste, 36 bairros na região Sudoeste e 34 bairros na região Sudeste.

Para uma visualização ampliada de cada um dos quadrantes da cidade modelo utilizada neste estudo, ilustrou-se cada parte por meio das Figuras 6 até 9, utilizando a imagem de satélite de alta resolução para cada setor correspondente da cidade de Votuporanga.

Na Figura 6, observa-se a imagem de satélite do setor nordeste da cidade do estudo. Essa região é formada por 47 bairros destacando-se o bairro Pozzobon por ter uma alta concentração de lojas comerciais aumentando assim o poder econômico desta região da cidade. Na Figura 7, observa-se a imagem de satélite do setor noroeste da cidade modelo. Essa região é formada por 44 bairros e concentra-se algumas indústrias da área moveleira e da fabricação de carrocerias de caminhão. É uma região famosa pela alta concentração de trabalhadores.

A imagem de satélite do setor sudeste da cidade de Votuporanga/SP está ilustrada na Figura 8. Essa região é formada por 34 bairros e a maioria deles é residencial. Na Figura 9, observa-se a imagem de satélite do setor sudoeste da cidade modelo. Essa região é formada por 36 bairros e a maioria é residencial.



Figura 6. Imagem de satélite do setor nordeste da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2018).



Figura 7. Imagem de satélite do setor noroeste da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2018).



Figura 8. Imagem de satélite do setor sudeste da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2018).



Figura 9. Imagem de satélite do setor sudoeste da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2018).

Validação do software sistema de informação desktop para delineamento da arborização urbana (SISARB)

A validação do Sistema de Informação Desktop para Delineamento da Arborização Urbana - SISARB foi realizada através da utilização da imagem de satélite da cidade de Votuporanga-SP (Figura 10). Na Figura 11, apresentam-se as telas do software SISARB antes do processamento.



Figura 10. Imagem de satélite de alta resolução da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2018).

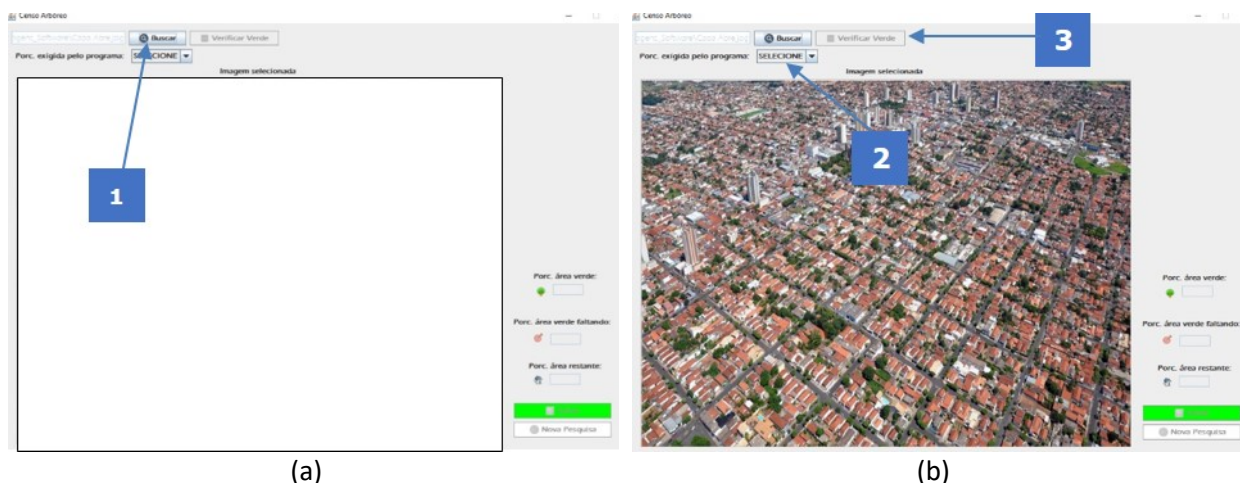


Figura 11. Tela do sistema informatizado - SISARB antes do resultado do processamento da imagem do setor sudoeste de Votuporanga-SP. (Autor, 2018).

Nas telas da Figura 11, a seta 1(a) ilustra o botão no qual o usuário irá buscar a imagem a ser processada, na seta 2(b) o usuário escolherá a porcentagem de verde que ele quer o software encontre na imagem e na seta 3(b) ele pedirá para o software processar a imagem.

Na Figura 12, apresenta-se a tela do software SISARB com o resultado do processamento da imagem. No layout ilustrado na Figura 12, observa-se a imagem do setor sudoeste da cidade de Votuporanga marcada com pontos na cor rosa, sendo esses pontos representativos de todas as copas de árvores na cor verde identificadas pelo software.

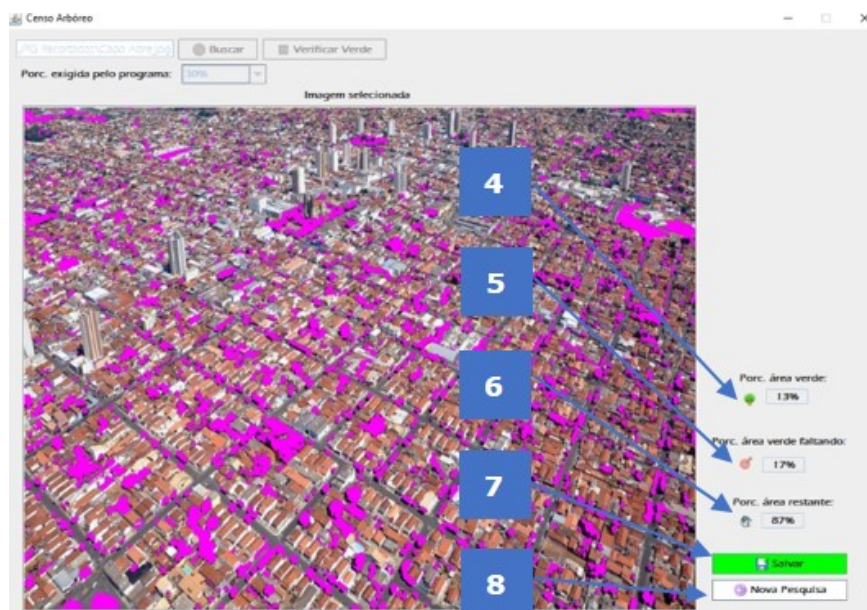


Figura 12. Tela do sistema informatizado - SISARB com o resultado do processamento da imagem do setor sudoeste de Votuporanga - SP em relação a 30% de arborização selecionada. (Autor, 2018).

A seta 4 mostra a porcentagem total encontrada de áreas verdes (13%) em relação aos 30% selecionados; a seta 5 traz a porcentagem faltante ou excedente (17%) da informação solicitada dos 30% que foram selecionados; a seta 6 traz a porcentagem faltante (87%) para a porcentagem total de 100%; a seta 7 permite o salvamento da imagem processada; a seta 8 permite a realização de uma nova pesquisa.

Segundo o censo realizado pela SAEV de forma manual em 2017, nessa mesma área testada pelo SISARB, obteve-se somente 10% de área verde, porém, a contabilidade feita pelo software para o ano de 2018 mostrou um valor igual a 13%.

Esse resultado mostrou que o software está realizando o cálculo de forma adequada e coerente, considerando um pequeno aumento de área verde um ano após a última medição. Esse aumento de área verde pode ser justificado devido às ações relacionadas a arborização urbana realizadas pela cidade de Votuporanga como: reflorestamento, obrigatoriedade de cinturões verdes em novos bairros, revitalização de parques ecológicos, praças e dos canteiros das avenidas além de incorporar educação ambiental nas escolas municipais do ensino fundamental, melhorando assim a sua pontuação junto ao Programa Município Verde Azul, realizado pelo governo do Estado de São Paulo, do qual ela participa.

Conclusão

Para a validação desse software foi utilizada a imagem da região sudoeste da cidade de Votuporanga (SP). Nessa região encontrou-se a porcentagem de 13% de áreas verdes, de um total de 30% selecionado, conseqüentemente, foram detectados 87% de áreas não verdes.

Com essa validação foi possível constatar a qualidade/veracidade das informações adquiridas para o censo arbóreo do município modelo, bem como uma grande agilidade na resposta do mesmo.

O presente software pode ser utilizado por pessoas sem conhecimentos específicos para esse fim pois é de fácil acesso e utilização, os requisitos mínimos de hardware para execução são um processador I3, 4gb de memória RAM e 120gb de Hard Disk.

Além disso, as cidades do estado de São Paulo, que participam do PMVA, têm nesse software um aliado para a contabilização de suas áreas verdes, podendo competir mais assiduamente no programa do selo verde/azul ordenado pelo governo estadual, conseguindo melhores recursos para o progresso do município.

Assim, o principal objetivo do PMVA é estimular e auxiliar as prefeituras paulistas na elaboração e execução de suas políticas públicas estratégicas para o desenvolvimento sustentável do estado de São Paulo.

As ações propostas pelo PMVA compõem as dez Diretivas norteadoras da agenda ambiental local, abrangendo os seguintes temas estratégicos: Município Sustentável, Estrutura e Educação Ambiental, Conselho Ambiental, Biodiversidade, Gestão das Águas, Qualidade do Ar, Uso do Solo, Arborização Urbana, Esgoto Tratado e Resíduos Sólidos.

Destaca-se ainda que esse software pode ser utilizado por qualquer outra cidade que queira quantificar o percentual de suas áreas verdes.

Verifica-se, portanto, que o software desenvolvido colabora com a arborização feita de forma correta indicando o plantio de mudas em locais em que ocorrem a falta de árvores resultando na eficácia e melhoria do controle da temperatura, umidade do ar, sombras e outros fatores ambientais.

Referências bibliográficas

- Benatti, D. P., Tonello, K. C., Junior, F. C. A., Silva, J. M. S., Oliveira, I. R., Rolin, E. N., Ferraz, D. L. (2012) Inventário arbóreo-urbano do município de Salto de Pirapora, SP. *Revista Árvore, Viçosa, MG*, **36**(5), 887-894.
- Biondi, D., Althaus, M. (2005) Árvores de rua de Curitiba: cultivo e manejo. *Curitiba: FUPEF*, 177 pp..
- Booch, G.; Rumbaugh, J.; Jacobson, I. (2000) *UML – guia do usuário*. Rio de Janeiro: Campus, 120 pp.
- Deitel, H. M.; Deitel, P. J. (2005) *Java: como programar*. ed. 6. Pearson Prentice Hall. São Paulo.
- Dias, D. S. (1985) O sistema de informação e a empresa. *Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos*.
- Grey, G.W. (1996) *Urban forestry*. 2. ed. *New York: John Wiley & Sons*, 156 pp.
- Kramer, J. A., Krupek, R. A. (2012) Caracterização florística e ecológica da arborização de praças públicas do município de Guarapuava, PR. *Revista Árvore, Viçosa, MG*, **36**(4), *FapUNIFESP (SciELO)*, 647-658.
- Lima, A. M. L. P. (1993) Piracicaba/SP: análise da arborização viária na área central e em seu entorno. *Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)*. *Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba*, 283 pp.
- Macêdo, B. R. M., Lisboa, C. M. C. A., Carvalho, F. G. (2012) Diagnóstico e diretrizes para a arborização do campus central da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. *Revsbau, Piracicaba, SP*, **7**(1), 35-51.
- Machado, R. R. B., Meunier, I. M. J., Silva, J. A. A., Castro, A. A. J. F. (2006) Árvores nativas para a arborização de Teresina, Piauí. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana, Piracicaba*, **1**(1), 10-18.
- Maciel, J. L., Cognatto, B. B., Boffil, C. M., Silva, M. F. G. da, Bortolini, R., Muhle, R. P., Peruzzi, S. L., Silva, K. R. S. da, Cardone, L. B., Silva, G. V. da, Gonçalves, R. P. B., Cortez, L. S. R. (2008) Educação Ambiental como ferramenta para a manutenção da arborização urbana de Porto Alegre - RS. *In: Congresso Brasileiro de Arborização Urbana; Manaus: SBAU*.
- Manuais-Tutorial de Geoprocessamento. Descrição geral do Spring. Acesso em: 20 de abril de 2019, disponível em: http://www.dpi.inpe.br/spring/espanol/tutorial/descricao_geral.html
- McHalle, M. R., McPherson, E. G., Burke, I. C. (2007) The potencial of urban tree plantings to be cost effective in carbono credit markets. *Urban Forestry and Urban Greening. Davis*, **6**, 46-60.
- Milano, M. S. (1988) Avaliação quali-quantitativa e manejo da arborização urbana: exemplo de Maringá-PR. *Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR*. 120.
- Milano, M. S. (1995) *Arborização Urbana*. Apostila. Curitiba: UFPR.
- Oliveira, I. L., Ferreira, A. R. (2005) Arborização Urbana, alteração das paisagens e biodiversidade, melhoria de qualidade de vida dos moradores de Cáceres, MT. *In: Anais.. VIII Congresso Ibero-americano de Extensão Universitária. Rio de Janeiro: UFRJ*.
- Paiva, H. N., Gonçalves, W. (2002) Florestas urbanas: planejamento para melhoria da qualidade de vida. *Viçosa: Aprenda Fácil, (Coleção Jardinagem e Paisagismo, 2)*. 180.
- Passos, M. M., Lopes JR., W. M. (1998) Algumas considerações sobre a vegetação urbana no município de Bauru-SP. *Revista Geográfica*.
- PMVA - PROGRAMA MUNICÍPIO VERDE AZUL. (2007). Acesso em 15 de novembro de 2021, disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/verdeazuldigital>
- Rachid, C., Couto, H. T. Z. (1999) Estudo da eficiência de dois métodos de amostragem de árvores de rua na cidade de São Carlos-SP. *Scientia Forestalis, Piracicaba*, **56**, 59-68.

- Romani, G. N., Gimenes, R., Silva, M. T., Pivetta, K. F. L., Batista, G. S. A. (2012) Quali-Quantitativa da Arborização na Praça XV de novembro em Ribeirão Preto - SP, Brasil. *Revista Árvore, Viçosa-MG*, **36**(3), 479-487.
- Sanchotene, M. C. (1994) Aspects of preservation, maintenance and management of the urban forest in Brazil. *Journal of Arboriculture, Porto Alegre, RS*, **20**(1), 61-67.
- Sather, I., Macie E. E., Dudley, R. H. (2004) Urban forestry manual: benefits and costs of the urban forest. *Athens: USDA Forest Service, 2004*. 27.
- Santos, J. (2014) *Sistema de referência de coordenadas (SRC)*. Acesso em: 20 de abril de 2019, disponível em: <https://pt.slideshare.net/JorgeSantos30/20141011-qgis24-sistemadereferenciadecoordenadas>
- Tabela RGB da Cor Verde. (2019). Acesso em 31 de maio de 2019, disponível em: <https://celke.com.br/artigo/tabela-de-cores-html-nome-hexadecimal-rgb>
- Veras, L. M. S. C. (1986) Plano de arborização de cidades – metodologia. In: *CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 1., Recife. Anais... Recife: UFRPE, Departamento de Biologia*. 8-14.
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J., Sun, Z. (2005) The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry and Urban Greening. Davis*, **3**, 65-78.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISE SOBRE OS IMPACTOS AMBIENTAIS DO PROGRAMA DE COLETA SELETIVA DO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA - PB/BRASIL

* Wanessa Alves Martins¹
Claudia Coutinho Nóbrega¹
Valeria Ibáñez-Forés²
María Dolores Bovea²
Cristine Helena Limeira Pimentel³
Viviane Farias Silva⁴

ANALYSIS OF THE ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE SELECTIVE COLLECTION PROGRAM IN THE MUNICIPALITY OF JOÃO PESSOA - PB/BRAZIL

Recibido el 20 de julio de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Municipal solid waste (MSW) has a significant potential to generate environmental impacts. Depending on how the management steps are performed, waste can cause impacts through gaseous, liquid and solid emissions in the various stages of the process. This study aims to evaluate the life cycle of the selective collection program of the MSW to identify possible environmental impacts resulting from the implementation of this system in the municipality of João Pessoa - PB. Primary and secondary data were collected from a ten-year period and the Life Cycle Assessment (LCA) was used. The software used was SimaPro 8.0.1 and the methodology developed was CML-IA baseline version 3.00/World 2000. The categories evaluated were: eutrophication; acidification; photochemical oxidation; global warming; ozone layer depletion and human toxicity. During this period, it was observed that the selective collection program contributed to the reduction of several emissions of pollutants into the atmosphere. The acidification category had negative emission in all years evaluated. Eutrophication only showed negative emission in 2015, considering that this year the quantitative collected by recycling were higher than the other years. However, for the categories photochemical oxidation, global warming, ozone layer depletion and human toxicity, the reductions in pollutant emissions at the recycling stage were not sufficient so that these categories did not generate impacts. Thus, for greater reductions in emissions, mechanisms should be sought to optimize the selective collection program of the municipality, increasing recycling, in addition to implementing the reuse of gases produced in the landfill.

Keywords: *life cycle assessment, environmental pollution, solid waste, recycling.*

¹ Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

² Departamento de Ingeniería Mecánica y Construcción Universitat Jaume I, España.

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, Campus Cabedelo, Brasil.

⁴ Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Brasil.

* *Autor Correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Cidade Universitária, s/n, João Pessoa, Paraíba. CEP: 58051-900, Brasil. Email: wanessamartins.eng@gmail.com

Resumo

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) possuem um potencial significativo de gerar impactos ambientais. Dependendo de como são executadas as etapas do gerenciamento, os resíduos podem provocar impactos através das emissões gasosas, líquidas e sólidas nas diversas etapas do processo. O presente estudo tem como objetivo avaliar o ciclo de vida do programa de coleta seletiva dos RSU para identificar possíveis impactos ambientais decorrentes da implantação deste sistema no município de João Pessoa – PB. Foram coletados dados primários e secundários de um período de dez anos e utilizado a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). O software utilizado foi o SimaPro 8.0.1 e a metodologia desenvolvida foi CML-IA baseline versão 3.00/World 2000. As categorias avaliadas foram: eutrofização; acidificação; oxidação fotoquímica; aquecimento global; depleção da camada de ozônio e toxicidade humana. Neste período, foi observado que o programa de coleta seletiva contribuiu para a redução de diversas emissões de poluentes para a atmosfera. A categoria acidificação teve emissão negativa em todos os anos avaliados. A eutrofização só apresentou emissão negativa em 2015, tendo em vista que neste ano os quantitativos recolhidos pela reciclagem foram superiores aos demais anos. Entretanto, para as categorias oxidação fotoquímica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio e toxicidade humana as reduções na emissão de poluentes na etapa da reciclagem não foram suficientes para que estas categorias não gerassem impactos. Assim, para maiores reduções das emissões, deve-se buscar mecanismos que visem otimizar o programa de coleta seletiva do município, aumentando a reciclagem, além de implantar o reaproveitamento dos gases produzidos no aterro.

Palavras chave: avaliação do ciclo de vida, poluição ambiental, resíduos sólidos, reciclagem.

Introdução

O aumento populacional e o elevado consumo de bens e serviços têm gerado inúmeros desafios ambientais e de saúde pública, principalmente, no que diz respeito à gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos - RSU. A gestão dos RSU está relacionada ao controle da geração de resíduos, armazenamento, coleta, transferência e transporte, processamento e disposição, levando em consideração os melhores princípios de saúde pública, economia, engenharia e outras considerações ambientais (Khandelwal *et al.*, 2019; Ramachandra *et al.*, 2018).

De acordo com o Relatório do Banco Mundial, no ano de 2016, foram gerados 2.01 bilhões de toneladas de RSU na Terra (Kasa *et al.*, 2018). A previsão é de que até 2050 a geração de resíduos cresça para 3.04 bilhões de toneladas/ano, caso não ocorram mudanças no padrão de consumo. No Brasil, a geração de resíduos urbanos no ano de 2018, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2020), foi de 79 milhões de toneladas, representando um aumento de pouco menos de 1% em relação ao ano de 2017. Em valores per capita, a geração foi 1.039 kg/hab/dia. Já na região Nordeste, a geração de RSU foi de 53 975 toneladas por dia, representando uma geração per capita de 0.951 kg/hab/dia.

Nesta perspectiva, com o aumento da taxa de geração de RSU, a eficiência de coleta e descarte de resíduos também deve aumentar proporcionalmente (Yadav e Samadder, 2018). Assim, a

gestão sustentável dos RSU requer uma abordagem holística que considere as partes envolvidas, seus relacionamentos e diferentes fatores de tomada de decisão (Durán e Messina, 2019). Costa e Dias (2020) afirmam que melhorias na gestão de resíduos podem ser alcançadas através da aprovação e implementação eficaz de políticas de gestão de resíduos. No Brasil, pode-se verificar algumas mudanças no gerenciamento dos RSU, a partir da aprovação da Lei nº. 12 305/2010, que trouxe princípios, objetivos e as principais diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que são fundamentais para uma gestão adequada (Brasil, 2010).

Desta forma, antes de serem encaminhados para os aterros sanitários, deve-se verificar o potencial de reaproveitamento e reciclagem. Segundo o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2012), a disposição final adequada dos resíduos sólidos deveria passar por uma triagem, na qual 85% de todo resíduo seria reciclado e somente 15% do total, denominado rejeito, seria encaminhado ao aterro sanitário. De acordo com a PNRS os RSU são os mais diversos tipos de resíduos gerados no meio urbano (Brasil, 2010). Entretanto, nesta pesquisa os RSU se referem aos resíduos de origem domiciliar, comercial (até 200L) e oriundos de varrição.

A reciclagem pode ser entendida como um conjunto de técnicas destinadas a remover os resíduos mais valiosos e reutilizá-los no ciclo de produção, seja no ciclo de produção original ou em paralelo (Oliveira Neto *et al.*, 2017). A coleta seletiva é uma etapa primordial para a reciclagem, sendo realizada quase inteiramente por catadores informais que selecionam os resíduos para garantir seus meios de subsistência (Coelho *et al.*, 2019). No município de João Pessoa, a coleta seletiva dos RSU teve início no ano de 1997, no qual foram colocados alguns Pontos de Entrega Voluntária (PEVs). Porém o programa não obteve sucesso, principalmente pela falta de participação da população. No ano 2000, foi reiniciado o programa de coleta seletiva, dessa vez porta a porta e, em 2005, o programa supracitado passou a ter uma maior abrangência (Município de João Pessoa, 2014).

Com a implantação da coleta seletiva, a capital paraibana tem evoluído em relação ao gerenciamento dos RSU. Para avaliar essa evolução, buscar aperfeiçoar e propor novas alternativas para o gerenciamento é primordial que seja realizada uma análise dos impactos relacionados. Com a finalidade de adquirir esse conhecimento, a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) deve ser utilizada. A ACV é uma ferramenta que avalia os impactos ambientais relacionados a um produto e/ou serviço cuja abrangência compreende desde a extração da matéria-prima até a disposição final (Chehebe, 1997). Desta forma, ao aplicar a ACV na análise de RSU, é possível diagnosticar os impactos ambientais referentes à sua gestão, como pode ser utilizada para identificar modelos que melhor respondam as expectativas locais, de maneira que se obtenha um resultado que otimize a geração de energia, minimize os impactos ambientais, entre outras vantagens (Araújo, 2013; Bovea *et al.*, 2010).

Neste contexto, este estudo tem como objetivo, avaliar o ciclo de vida do programa de coleta seletiva dos RSU para identificar possíveis impactos ambientais decorrentes da implantação deste sistema no município João Pessoa – PB. Este artigo abrange principais pontos abordados no trabalho de dissertação “Avaliação do ciclo de vida do programa de coleta seletiva do município de João Pessoa-PB, Brasil”, apresentado ao programa de pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental – PPGECAM, da Universidade Federal da Paraíba – UFPB.

Metodologia

Caracterização da área estudada

O município de João Pessoa (Figura 1), capital do estado da Paraíba, limita-se com os municípios de Cabedelo (norte), Conde (sul), Bayeux (oeste), Santa Rita (sudoeste e nordeste) e pelo Oceano Atlântico (leste). De acordo com o último censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, o referido município possuía 723 515 habitantes, com população estimada para o ano de 2019 em 809 015 habitantes ocupando uma área de 211 475 Km² (IBGE, 2020).

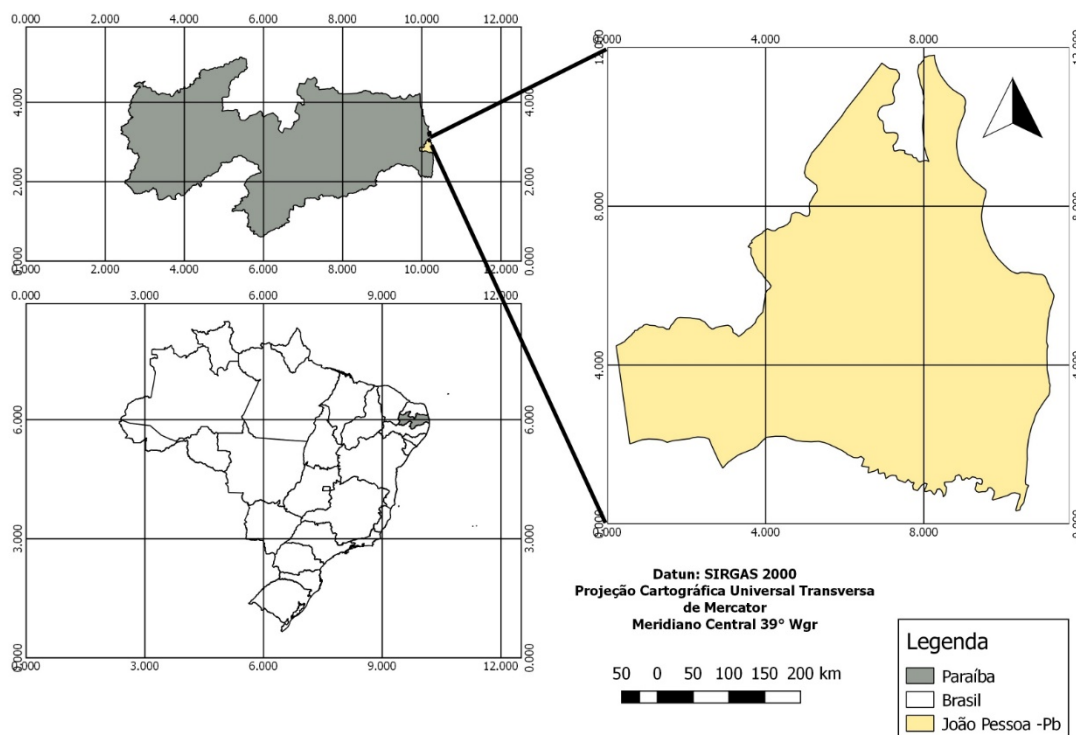


Figura 1. Localização do município de João Pessoa/PB. Fonte: QGIS, 2020.

No município, a coleta seletiva teve início antes da aprovação da Lei nº 12 305/2010, tendo em vista que em 1997 foram colocados alguns PEVs. Porém, devido à falta de participação da população, o programa não teve sucesso. No ano 2000, foi iniciado o programa de coleta seletiva porta a porta e, em 2005, o programa supracitado passou a ter maior abrangência (MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA, 2014). Sabe-se que no Brasil segundo a Abrelpe, 2018 a taxa de resíduos sólidos urbanos coletados é menor que 2%, assim torna-se necessário pesquisas que avaliem os impactos ambientais ao longo de todo o ciclo do programa de coleta seletiva.

No que se refere a gestão dos resíduos sólidos, o município conta com quatro associações de catadores de materiais recicláveis e sete núcleos de coleta seletiva (Cabo Branco, Bessa, Mangabeira, Jardim Cidade Universitária, Estados, Roger e Catajampa) e uma Central de Triagem, localizada próximo ao Aterro Metropolitano de João Pessoa - ASMJP.

Rotas dos Resíduos Sólidos Urbanos no município de João Pessoa – PB

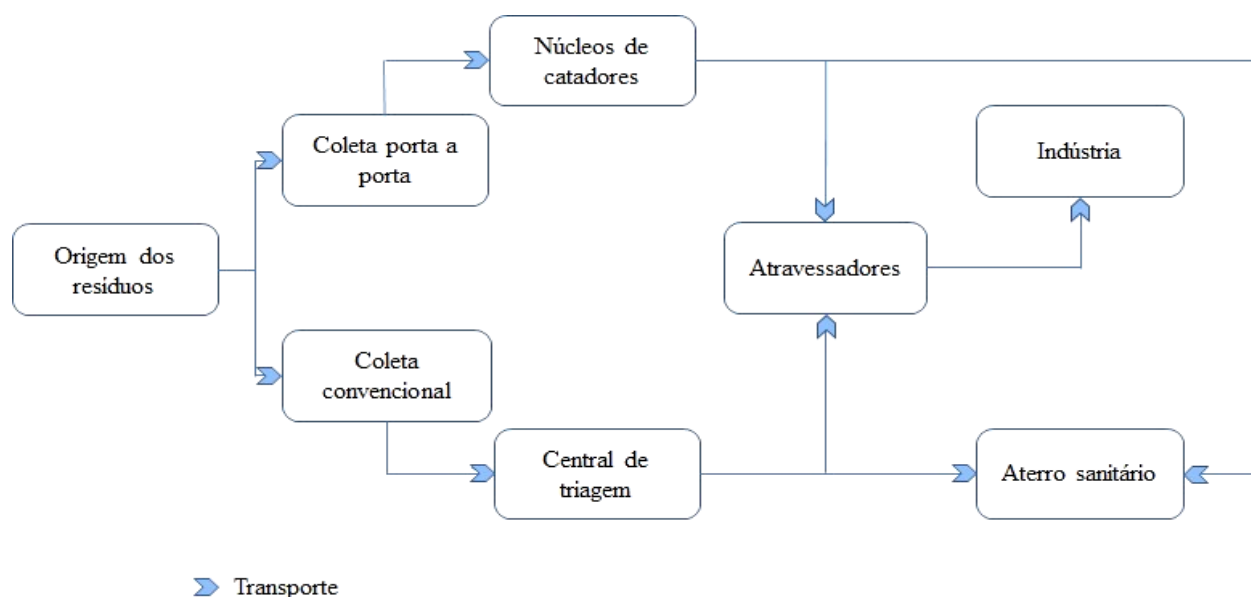


Figura 2. Fluxograma do Sistema de Gestão de Resíduos Sólidos de João Pessoa - PB.

A coleta dos resíduos sólidos tem início com o descarte pelos moradores, após este processo os resíduos podem ter duas rotas diferentes, a primeira delas é serem recolhidos pela coleta convencional ou indiferenciada e serem encaminhados para Central de Triagem, na qual certa porcentagem desse resíduo é aproveitável para a comercialização e o rejeito segue para o aterro sanitário.

A segunda rota é serem coletados por catadores porta a porta, que recolhem os resíduos, previamente separados pelos moradores e levam a um galpão dos respectivos núcleos de coleta, mantido pela EMLUR, onde esses materiais são separados de acordo com a sua tipologia para a comercialização.

O mecanismo de venda funciona através dos agentes intermediários (atravessadores) que por sua vez, revendem o material coletado para as indústrias recicladoras. Estes atravessadores participam do processo de reciclagem, tendo em vista que os catadores não conseguem comercializar a quantidade mínima de materiais solicitada pela indústria. Na Figura 2 observa-se o fluxograma do sistema de gestão de resíduos sólidos do município de João Pessoa/PB.

Avaliação do Ciclo de Vida

Esta etapa metodológica foi realizada seguindo as recomendações da norma ABNT ISO 14 040 (2014) e ISO 14 044 (2014) (Figura 3).

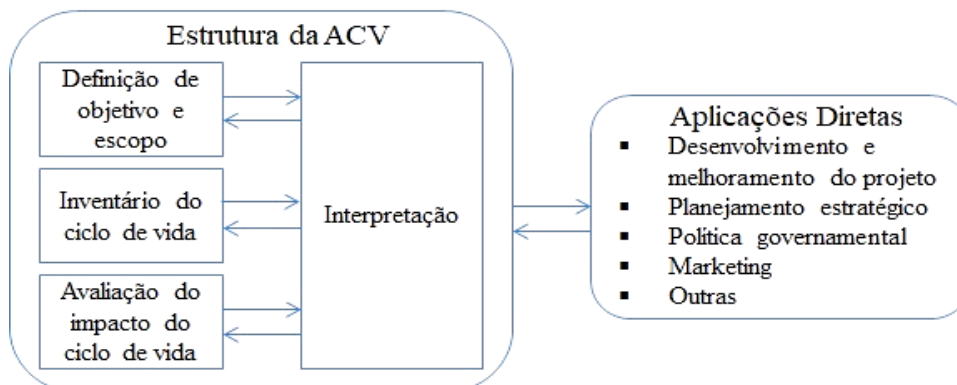


Figura 3. Estrutura metodológica da Avaliação do Ciclo de Vida. Fonte: ABNT, 2014.

Definição do Objetivo e Escopo

O objetivo deste estudo é avaliar possíveis impactos ambientais oriundos do programa de coleta seletiva do município de João Pessoa – PB. Para a realização deste estudo foram delimitadas as seguintes etapas: coleta e transporte do material, das residências até os núcleos de coleta seletiva e a Central de Triagem (CT); separação dos resíduos nos galpões dos núcleos pelos catadores e na CT, bem como, sua preparação para comercialização (vidro, papel/papelão, metal, plástico e borracha); venda dos materiais aos agentes intermediários e, sua revenda as indústrias de reciclagem da região, levando em consideração o quantitativo de resíduos aterrado. A unidade funcional (UF) deste estudo foi de uma tonelada de resíduo por habitante-ano na unidade de triagem, conforme sugerido por Ibáñez-Forés (2009).

Inventário do Ciclo de Vida- ICV

Para a elaboração da análise do inventário foi necessário:

- A quantificação dos resíduos coletados no município (2005 a 2015) e a sua distribuição considerando duas rotas (coleta seletiva e coleta convencional).
- Fixação de um percentual de eficiência para os materiais coletados, ou seja, para o papel/papelão (97.50%), plástico (80%), metal e vidro (90%) e 100% para a borracha, esses percentuais foram obtidos na literatura de Rigamontti, *et al.*, (2009) e quantificar os material vendido para os intermediários (atravessadores), levando em consideração tais percentuais.
- Quantificação do consumo de diesel utilizado no transporte da coleta seletiva para os núcleos e da coleta convencional. Esses dados foram disponibilizados pela EMLUR (2017), e pelos catadores através de estimativa. Essas estimativas foram calculadas através do conhecimento do tipo de veículo.
- Quantificação do consumo de água, eletricidade e diesel, correspondente aos núcleos, central de triagem, aterro sanitário, galpões dos atravessadores e das indústrias recicladoras foram retirados a partir dos dados disponíveis pela EMLUR (2017).

O software utilizado foi o SimaPro 8.0.1, o banco de dados Ecoinvent, ambos foram escolhidos por serem os mais utilizados em pesquisas que envolvam a gestão dos resíduos sólidos (Laurent *et al.*, 2014).

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

O método de análise do inventário foi o CML - IA (2001) baseline versão 3.00/World 2000, que segundo Laurent *et al.*, (2014), corresponde a metodologia mais utilizada para avaliar impactos ambientais do ciclo de vida de sistemas de gestão de resíduos sólidos. Entre as categorias disponibilizadas pelo método, foram selecionadas seis categorias: Eutrofização, Acidificação, Oxidação fotoquímica, Aquecimento global, Depleção da Camada de Ozônio e Toxicidade humana.

Resultados

Quantitativos dos Resíduos Sólidos Urbanos

No ICV, foram quantificados os RSU coletados no município (período de 2005 a 2015), considerando o destino (coleta seletiva, central de triagem e aterro sanitário). Na Figura 4, podem-se observar os quantitativos dos Resíduos Sólidos Urbanos Coletados (RSUC), os Resíduos Sólidos Urbanos Potencialmente Recicláveis (RSUPR) e os Resíduos Sólidos Urbanos Reciclados (RSUR) (coleta seletiva e central de triagem).

Os quantitativos coletados foram aumentando no decorrer dos anos, com destaque para o ano de 2011, 2014 e 2015 que obtiveram o maior volume entre os anos de estudo. Para o município, Pimentel *et al.*, (2020) citam 20.60% como percentual de resíduos passível de reciclagem. Considerando esse percentual os resíduos reciclados no município apresentaram um percentual de 4.1% em 2005 e de 7.8% em 2015.

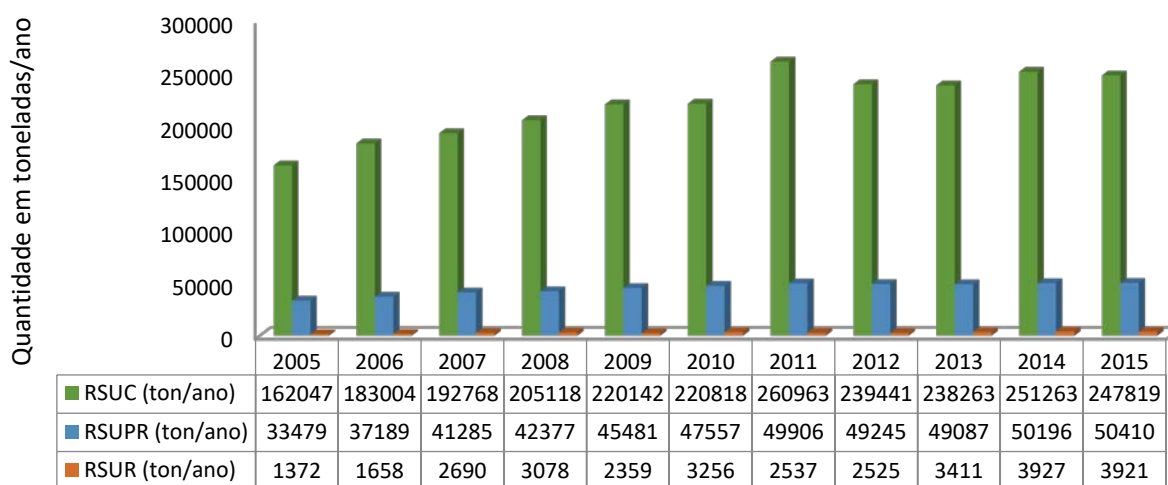


Figura 4. Quantitativo de resíduos coletados, potencialmente recicláveis e recuperados no município de João Pessoa - PB. Fonte: EMLUR (2017).

O volume dos materiais recicláveis por tipologia (papel/papelão, plástico, metal, vidro e borracha) correspondente a coleta seletiva e a central de triagem no período de 2005 a 2015 pode-se visualizar na Figura 5.

Entre os materiais coletados o papel/papelão e o plástico apresentaram os maiores quantitativos. Além dos quantitativos de resíduos, outras informações também foram consideradas para o Inventário do Ciclo de Vida: consumo de diesel (L/t), energia (KWh/t) e água (Kg/t). No que se refere coleta seletiva das residências até os núcleos de coleta foram considerados o consumo total de 188.28 litros de diesel por cada tonelada de resíduo coletado. Já na coleta indiferenciada foi considerado um total de 14.25 litros de diesel por cada tonelada coletada. O consumo de energia da usina de triagem foi 45.878 kWh por tonelada, o consumo dos galpões de reciclagem foi de 50.116 kWh por tonelada e o consumo no aterro sanitário foi de 0.041 kWh por tonelada.

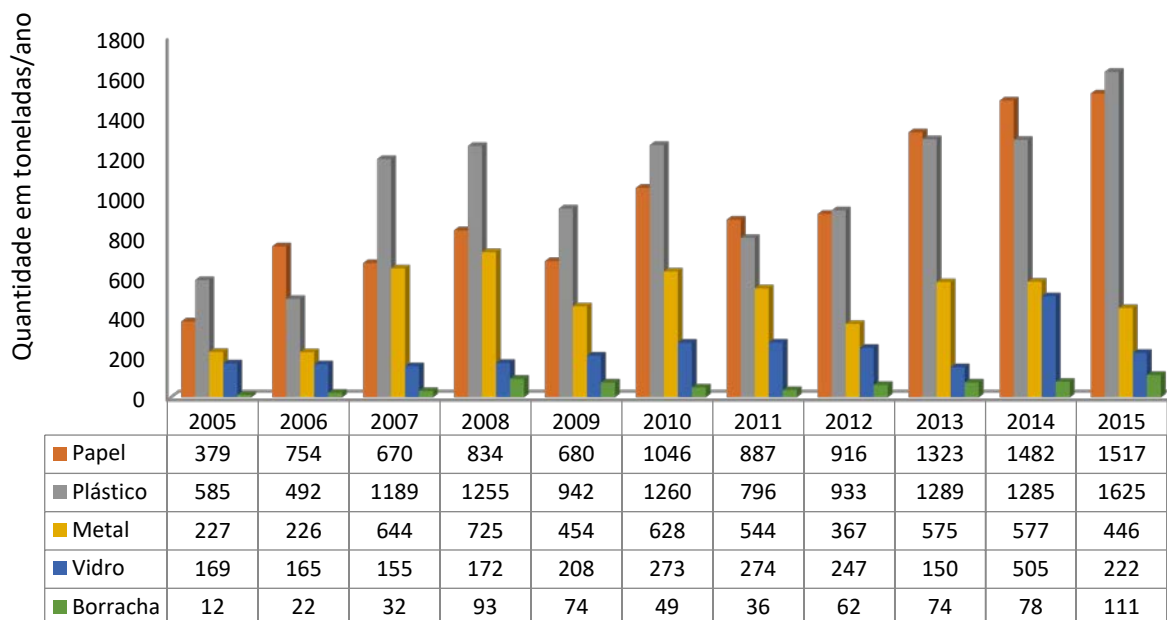


Figura 5. Quantitativos dos materiais recicláveis por tipologia produzidos no município de João Pessoa - PB.
Fonte: EMLUR (2017).

Avaliação do Ciclo de Vida

Foram geradas contribuições líquidas para cada categoria de impacto em cada ano estudado. Desta forma, valores negativos representam benefícios ambientais e são atribuídos a não ocorrência de emissões. Já os valores positivos, indicam prejuízos ao meio ambiente, proporcionando emissões de poluentes (Foolmaun e Ramjeeawon, 2013; Garret e Collins, 2009; Popita *et al.*, 2017).

Categoria de Eutrofização

A eutrofização é um fenômeno que influencia tanto os ecossistemas terrestres, como os aquáticos. O processo de eutrofização ocorre na gestão dos resíduos sólidos a partir da contaminação dos corpos hídricos pelos nutrientes oriundos da decomposição dos resíduos sólidos (Martins, 2017). É possível observar-se na Figura 6 a contribuição geral do programa de coleta seletiva para a categoria eutrofização na série histórica de 2005 a 2015.

A partir da Figura 6, verifica-se que a emissão de gases contribuíram para a eutrofização na maioria dos anos, com exceção para 2015 que gerou uma contribuição negativa. Analisando as etapas aterro sanitário, transporte e reciclagem (Figura 7) verifica-se que o aterro sanitário foi a etapa que mais contribuiu para essa categoria, seguindo pela etapa do transporte (Martins, 2017).

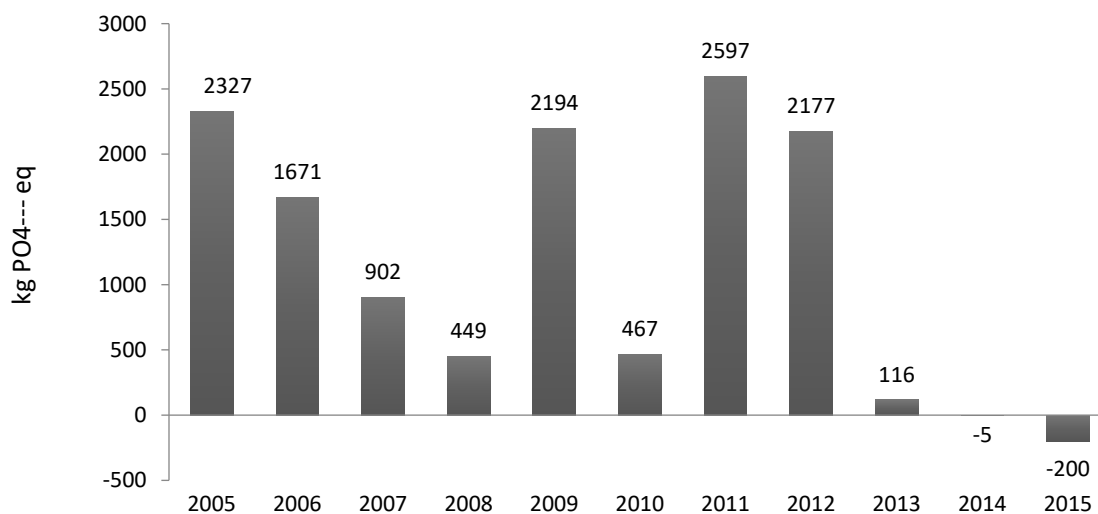


Figura 6. Contribuição do programa coleta seletiva para a categoria eutrofização, período de 2005 a 2015.
Fonte: Autores, 2017.

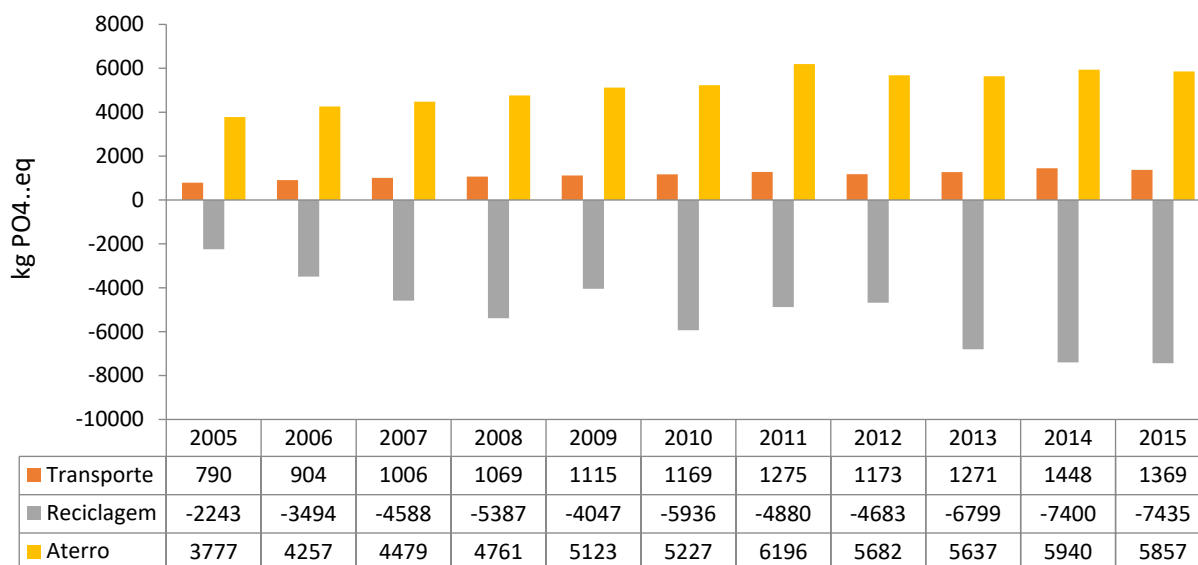


Figura 7. Contribuição das etapas transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria eutrofização, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

Este fato pode ser entendido devido ao aterro sanitário não possuir o aproveitamento energético dos gases produzidos nesta etapa, como também pela queima de combustíveis fósseis na etapa de transporte, emitindo poluentes para a atmosfera. A reciclagem apresentou um desempenho significativo para a redução desses gases, mas em proporções menores que nas etapas anteriores para a maioria dos anos. No entanto, em 2014 e 2015, a etapa da reciclagem compensou as emissões provenientes das etapas do aterro e do transporte (Martins, 2017).

Em trabalho desenvolvido por Trentin (2015) a coleta e a disposição final em aterro sanitário foram de forma análoga, as principais causadoras de impacto na categoria eutrofização. Tarantini *et al.*, (2009), afirma que a liberação de gases presentes nos lixiviados dos aterros representa uma contribuição significativa para esta categoria de impacto. Em estudo com diferentes cenários Alencar (2013) constatou que o aterro sanitário apresenta-se como um grande contribuinte de PO_4 no meio ambiente. Segundo Guereca *et al.*, (2006), o aterro sanitário também representa o principal responsável pelo impacto da eutrofização em decorrência do lixiviado produzido emitir gases.

No estudo desenvolvido por Garcia (2016), o aterro sanitário também apresentou uma maior contribuição para a categoria eutrofização. Bovea e Powell (2006) afirmam que a introdução das etapas de triagem, compostagem e recuperação energética, evitam o impacto por eutrofização. Sabe-se que mesmo o ASMJP possuindo a etapa da triagem, a não aproveitamento energético dos gases neste período, provavelmente, foi o fator que mais contribuiu para a os impactos da categoria eutrofização.

Categoria Acidificação

A categoria acidificação está relacionada aos impactos derivados dos processos que aumentam a acidez nos corpos hídricos e nos solos pela concentração de íons de hidrogênio (Martins, 2017). A acidificação é causada pela emissão atmosférica e deposição de substâncias químicas acidificantes (Mendes, 2013). Na Figura 8, estão dispostas as contribuições geradas pelas etapas do programa de coleta seletiva para a categoria de acidificação.

Constata-se na Figura 8, que na série histórica estudada, o impacto da categoria de acidificação foi negativo em todos os anos, com destaque para 2015 que atingiu a maior contribuição negativa. Esse fato pode ser compreendido pelo quantitativo de resíduos sólidos encaminhados para a reciclagem nesse ano (Figura 5).

Na Figura 9, observa-se que em todos os anos a etapa da reciclagem compensou as contribuições positivas geradas na etapa do transporte para a categoria acidificação, tendo o ano de 2015 atingido o maior índice de reciclagem. Desta maneira, o quantitativo de material reciclável coletado no ano 2015, contribuiu significativamente para a redução da necessidade de novos materiais que seriam responsáveis pela emissão de mais poluentes.

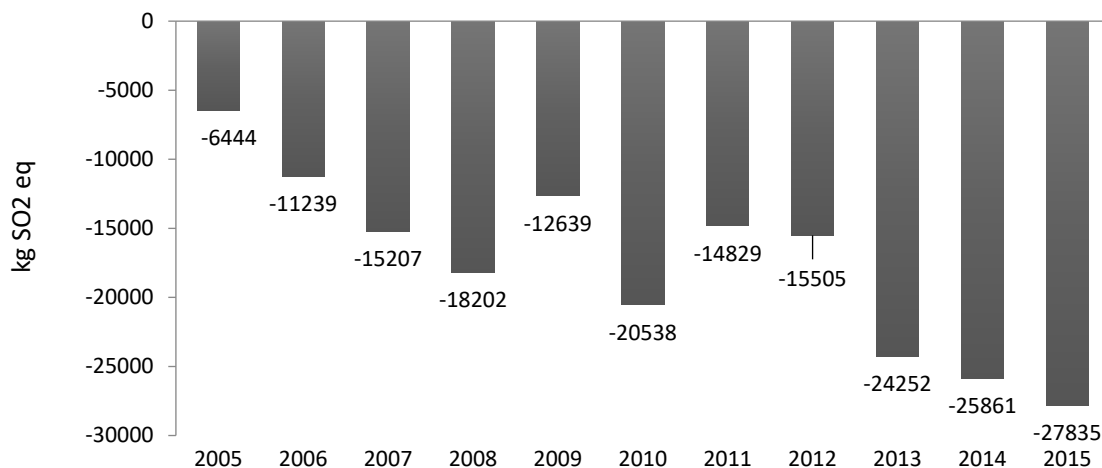


Figura 8. Contribuição do programa coleta seletiva para a categoria de acidificação, período de 2005 a 2015.
Fonte: Autores, 2017.

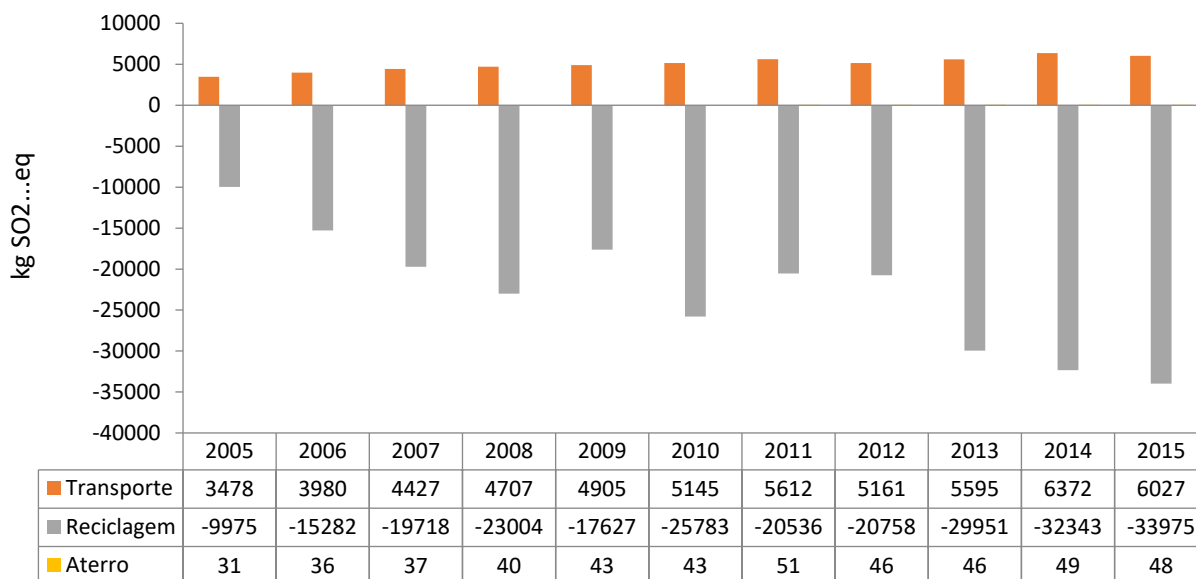


Figura 9. Contribuição das etapas transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria acidificação, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

De acordo com Ibáñez-Fóres (2009), a reciclagem representa um impacto positivo na categoria de acidificação, onde diversas substâncias, como CO₂, NO_x, CH₄ entre outras, deixam de serem emitidas para a atmosfera, através do uso de materiais reciclados. Ainda segundo a autora, para cada tonelada de papel reciclado é evita-se a emissão de 2 320g de SO_x. Em estudo desenvolvido por Alencar (2013), foi obtido uma redução de 59.8% do potencial de acidificação nas etapas de triagem e reciclagem dos materiais recicláveis, quando comparado com a coleta e disposição dos resíduos no lixão.

Para os autores Özeler *et al.*, (2006), em estudo realizado na cidade de Ankara (Turquia), constataram que os impactos ambientais relacionados a acidificação foram reduzidos com o acréscimo dos quantitativos de materiais reciclados. Nessa mesma linha, Chi *et al.*, (2014) também afirmam que a reciclagem fornece a produção de novos materiais, substituindo os que são fabricados a partir de materiais virgens, assim, evita-se novas emissões.

Categoria Oxidação Fotoquímica

As substâncias que possuem um potencial para a formação de ozônio fotoquímico são os compostos orgânicos voláteis (COV), que contêm hidrogênio e/ou dupla ligação. Os impactos potenciais são expressos a partir da emissão da substância de referência etileno C₂H₄ (Hauschild e Wenzel, 1998). Na Figura 10, estão apresentadas as contribuições geradas pelas etapas do programa de coleta seletiva para a categoria de impacto oxidação fotoquímica durante a série histórica em estudo.

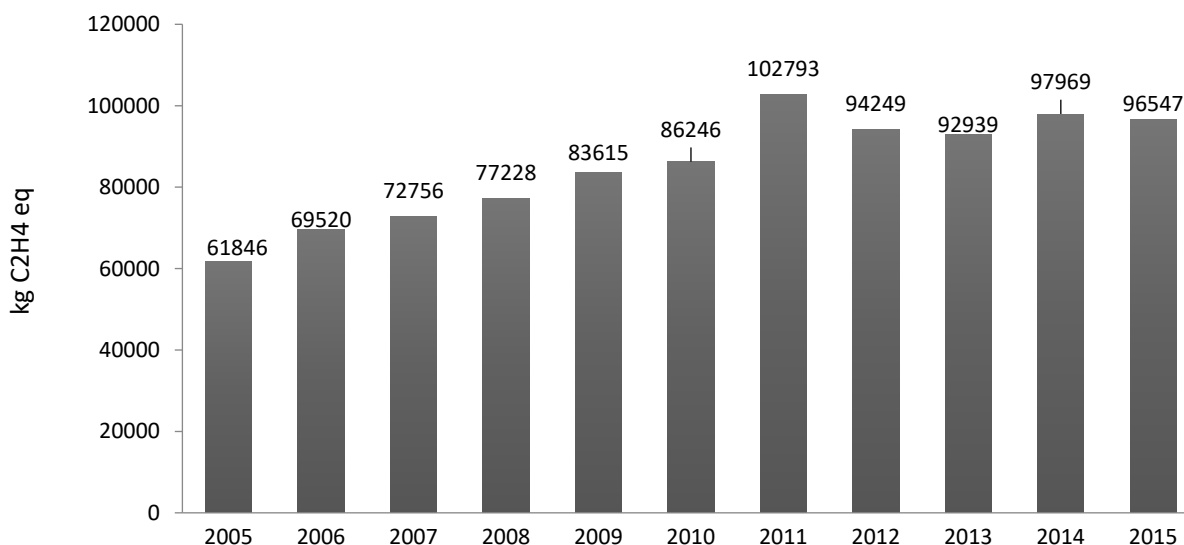


Figura 10. Contribuição do programa de coleta seletiva para a categoria oxidação fotoquímica, período de 2005 a 2015. Fonte: Autores, 2017.

Através da Figura 10, observa-se que o programa de coleta seletiva gerou contribuições positivas, para a categoria oxidação fotoquímica, durante todos os anos analisados. Por meio da Figura 11, observa-se que etapa do aterro sanitário foi a que mais contribuiu na emissão de gases C_2H_4 para a atmosfera. Assim, pode-se constatar que a reciclagem ainda se apresenta insuficiente para compensar os COV emitidos na etapa do aterro sanitário.

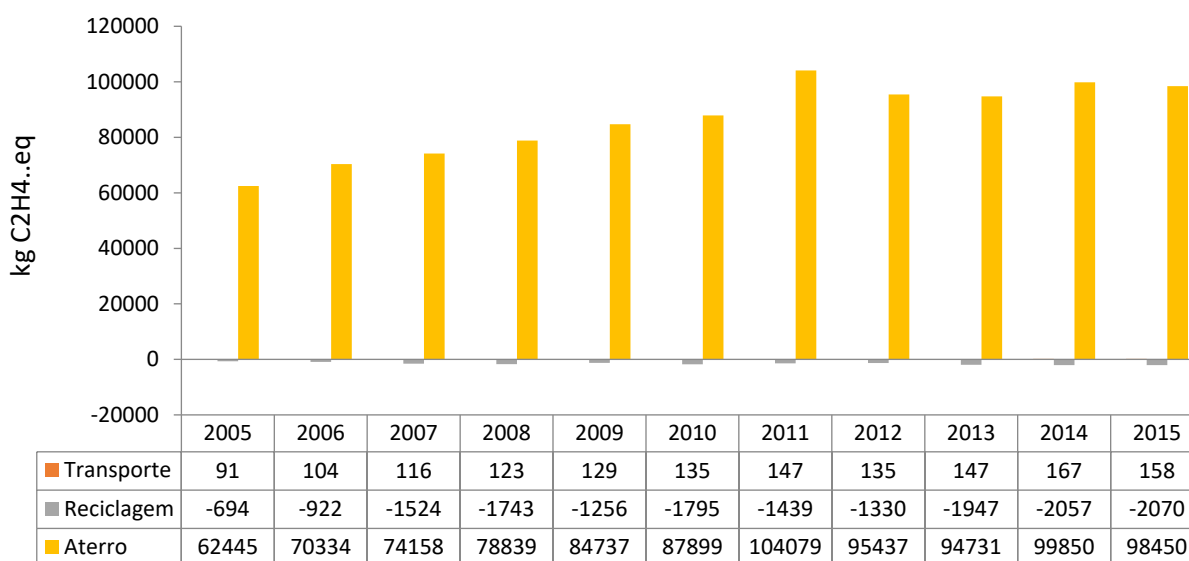


Figura 11. Contribuição das etapas transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria oxidação fotoquímica no período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

No estudo de Garcia (2016) foi obtido um resultado semelhante, no qual o aterro sanitário era a etapa que mais contribuía com a oxidação fotoquímica. Nesse mesmo estudo, também identificou-se que a quantidade de emissões evitadas pela reciclagem, ainda é insuficiente em relação às emissões geradas pela etapa do aterro sanitário.

De acordo com Tarantini *et al.*, (2016), cerca de 9% dos COV que contribuem para a oxidação fotoquímica advém da etapa do transporte. Já Trentin (2015) e Mersoni (2015) analisaram diversos cenários em seus estudos, e constataram que a coleta e o aterro sanitário foram as etapas que mais contribuíram com a emissão para esta categoria. Na coleta, a emissão dos COV decorre da queima dos combustíveis fósseis, enquanto que no aterro sanitário, essa emissão ocorre através da decomposição dos lixiviados. Para Ibáñez-Fóres (2009), a recuperação energética do aterro sanitário é um fator essencial para a redução do impacto ambiental desta categoria, reduzindo emissões superiores a 50%, pois, evitaria que C_2H_4 fossem emitidos para a atmosfera.

Categoria Aquecimento Global

A emissão dos gases de efeito estufa são os principais responsáveis pelo aquecimento global. (Tarantini *et al.*, 2009). De acordo com Zaman (2013), os resíduos pode contribuir com o aquecimento global, pois possuem subprodutos gasosos nocivos e partículas que podem aumentar os gases de efeito estufa. Na Figura 12, observa-se as contribuições geradas pelo programa de coleta seletiva para a categoria de impacto aquecimento global nos anos analisados.

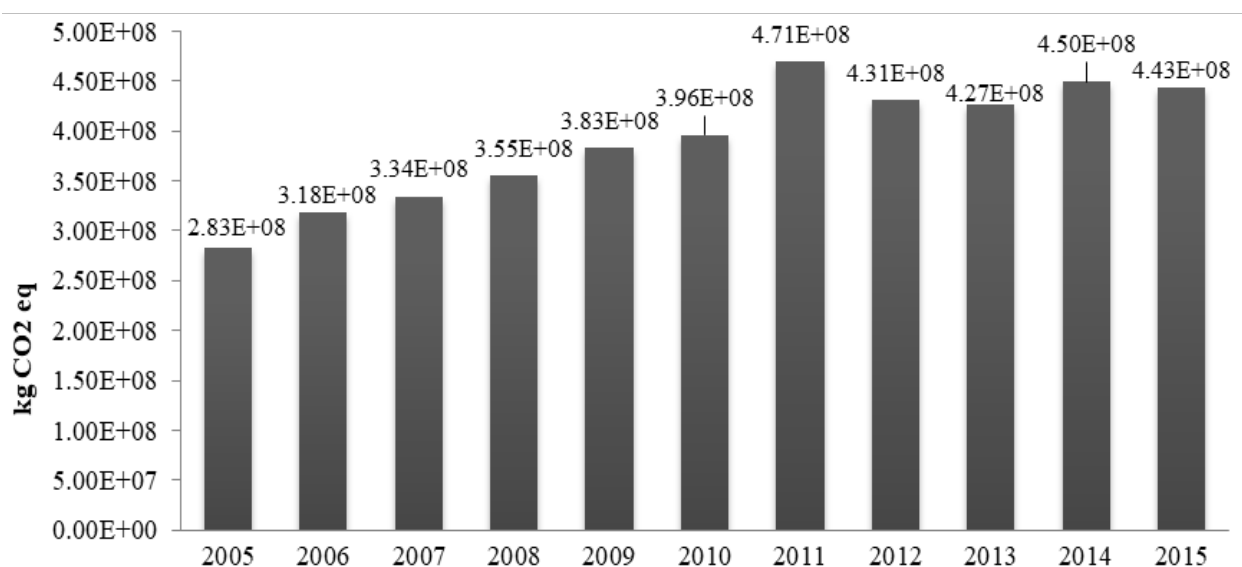


Figura 12. Contribuição do programa de coleta seletiva para a categoria aquecimento global, período de 2005 a 2015. Fonte: Autores, 2017.

Analisando a Figura 12, pode-se verificar que para a categoria aquecimento global, em toda a série histórica foi observada uma contribuição positiva, com destaque para o ano de 2011. Esse fato pode ser compreendido pela expressiva coleta de materiais recicláveis ocorrida neste ano (Figura 4) e, conseqüentemente, um maior número de resíduos dispostos no aterro sanitário. Verifica-se na Figura 13, que a etapa do aterro sanitário foi que mais contribuiu para a emissão de poluentes para essa categoria.

Garcia (2016) constatou em seu estudo que a categoria aquecimento global possui uma relação fortemente influenciada pela etapa do aterro sanitário, sendo esta a etapa a que mais contribuiu para o aquecimento global.

Ibáñez-Fóres (2009) propõe o aproveitamento energético dos gases gerados no aterro como uma alternativa viável para a redução dos gases contribuintes dessa categoria. Para Özeler *et al.*, (2006), uma baixa contribuição de emissão dos gases contribuintes do aquecimento global ocorreu quando foi inserido a digestão anaeróbia antes do aterro sanitário e, uma maior contribuição com a incineração antes do aterro sanitário. Já Alencar (2013) constatou que o encaminhamento do material orgânico para a compostagem é o melhor cenário para a redução da categoria de aquecimento global.

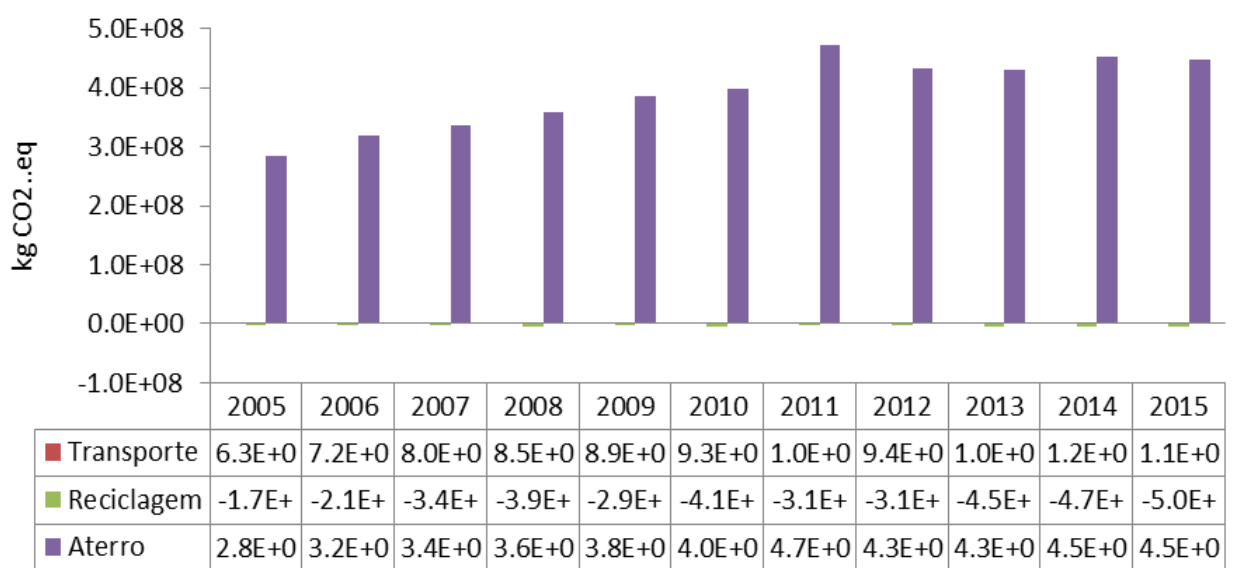


Figura 13. Contribuição da etapa transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria aquecimento global, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

Categoria Depleção da Camada de Ozônio

A destruição da camada de ozônio ocasiona a elevação da quantidade de raios ultravioletas que alcança a superfície da terra, aumentando os casos de doenças e de diversos danos ao ecossistema (Garrett e Collins, 2009). Na Figura 14, pode-se observar os quantitativos de clorofluorcarbono (CFC) emitidos em todos os anos estudados.

Observa-se na Figura 14, que em toda a série histórica foram geradas contribuições positivas para a categoria depleção da camada de ozônio. Esse fato pode ser justificado pela significativa carga de CFC emitidos na etapa do transporte, como pode ser visualizada na Figura 15. A etapa da reciclagem reduziu a emissão de CFC, mas não suficiente para compensar totalmente a emissão desses gases para o ambiente.

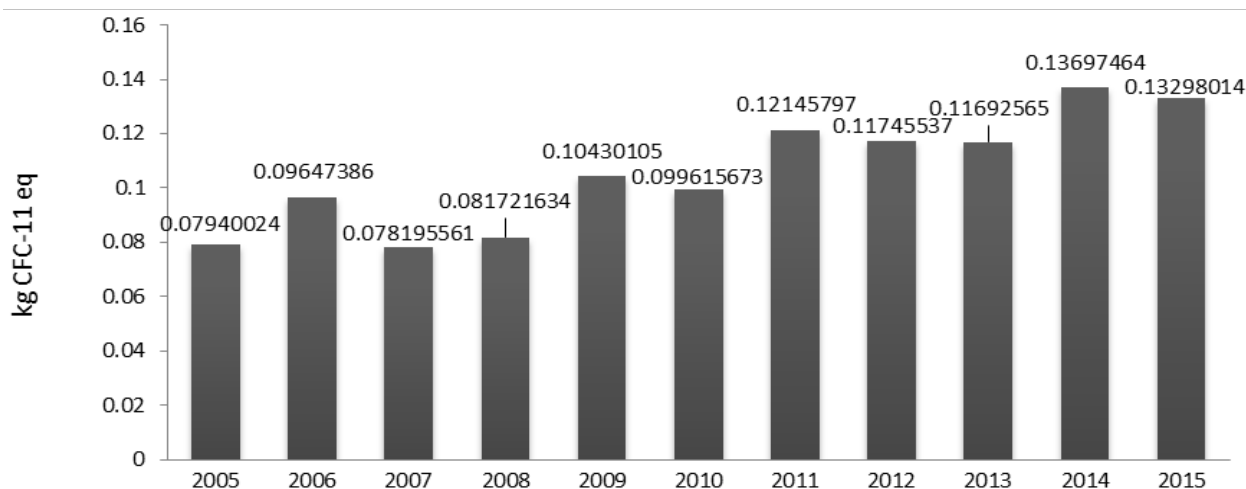


Figura 14. Contribuição do programa de coleta seletiva para a categoria depleção da camada de ozônio, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

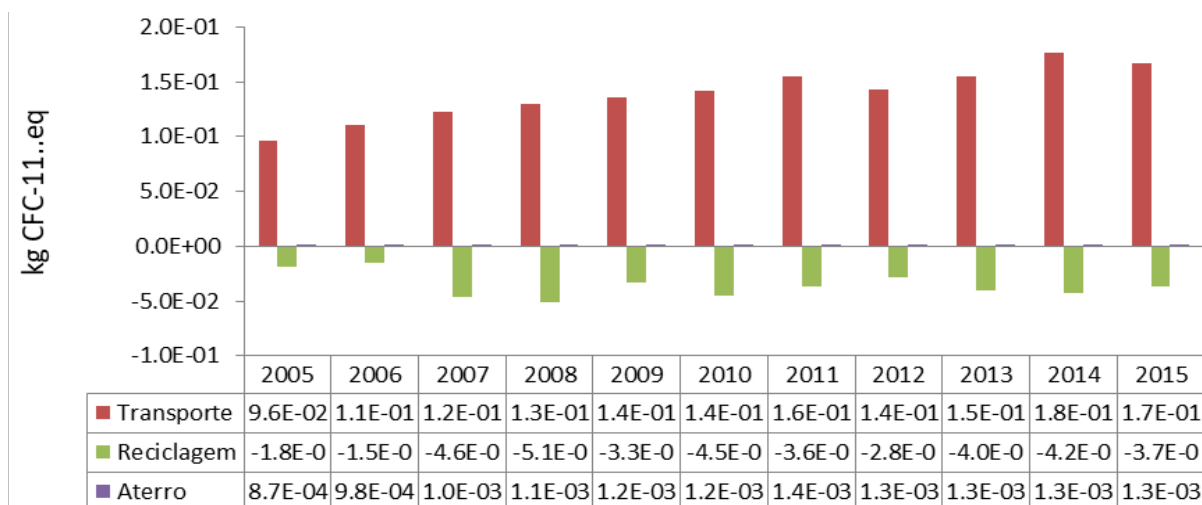


Figura 15. Contribuição das etapas transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria depleção da camada de ozônio, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

Em estudo desenvolvido por Ibáñez-Fóres (2009) a etapas que mais contribuíram para a categoria depleção da camada de ozônio foram a coleta e o transporte, a reciclagem e a recuperação energética minimizaram as emissões de CFC, contudo, não significativamente para compensar as emissões geradas nas demais etapas. Garcia (2016) também afirma que as etapas de coleta e transporte são as que mais contribuem para este impacto, mas em seu estudo a etapa da reciclagem compensou as emissões de CFC emitidos pelas etapas anteriores.

Alencar (2013) verificou que onde só existe a coleta, transporte e lixão, a quantidade de emissão de CFC é significativamente superior aos demais cenários. Já o cenário que contemplou a etapa da compostagem e o aterro sanitário com coleta e queima de 50% dos gases, favoreceu uma redução do potencial de depleção da camada de ozônio.

Categoria Toxicidade Humana

De acordo com Leme (2010), a categoria de toxicidade humana decorre das atividades antrópicas que lançam substâncias altamente tóxicas para a atmosfera, apresentando potencial de atingir o ser humano pela sua exposição ao ambiente. Na Figura 16, são apresentadas as contribuições geradas pelas etapas de coleta seletiva para a categoria toxicidade humana na série histórica estudada.

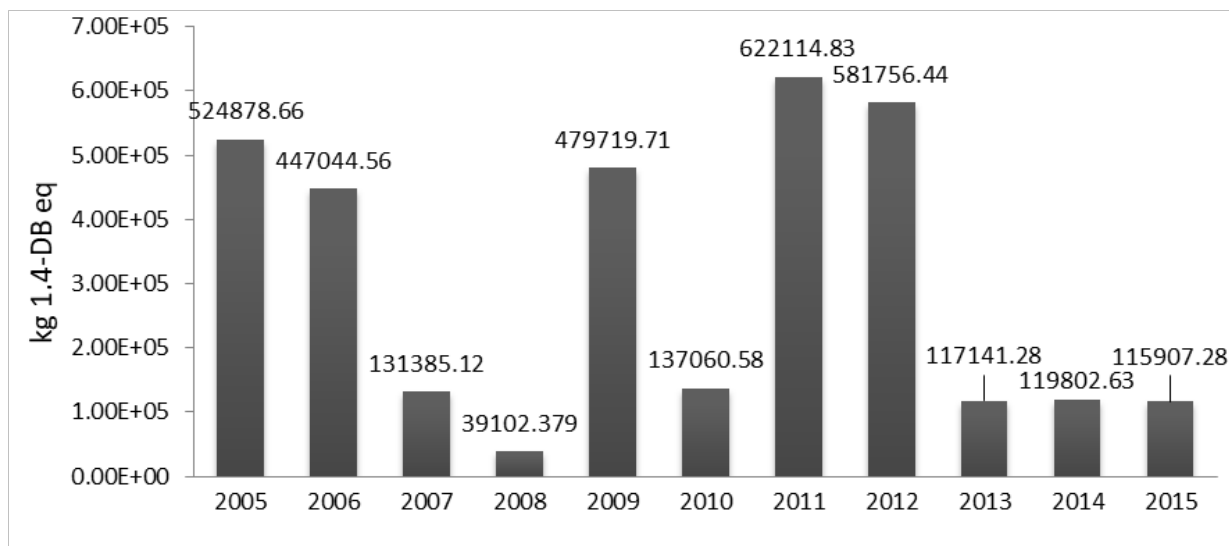


Figura 16. Contribuição do programa de coleta seletiva para a categoria toxicidade humana para o período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

Constata-se na Figura 16 contribuições positivas para a toxicidade humana. As maiores contribuições para a categoria ocorreram nos anos de 2005, 2011 e 2012. Esse fato pode ser compreendido pelo aumento do quantitativo coletado e encaminhado para o aterro, principalmente do ano de 2011 que atingiu o maior índice de massa coletada como é possível observar na Figura 4.

Na Figura 17, é comprovado que a etapa do aterro sanitário foi a que mais contribuiu para a toxicidade humana. Pode-se observar que a reciclagem contribuiu para a redução deste impacto, mas esta contribuição não foi significativa para compensar as emissões produzidas no aterro (Martins, 2017).

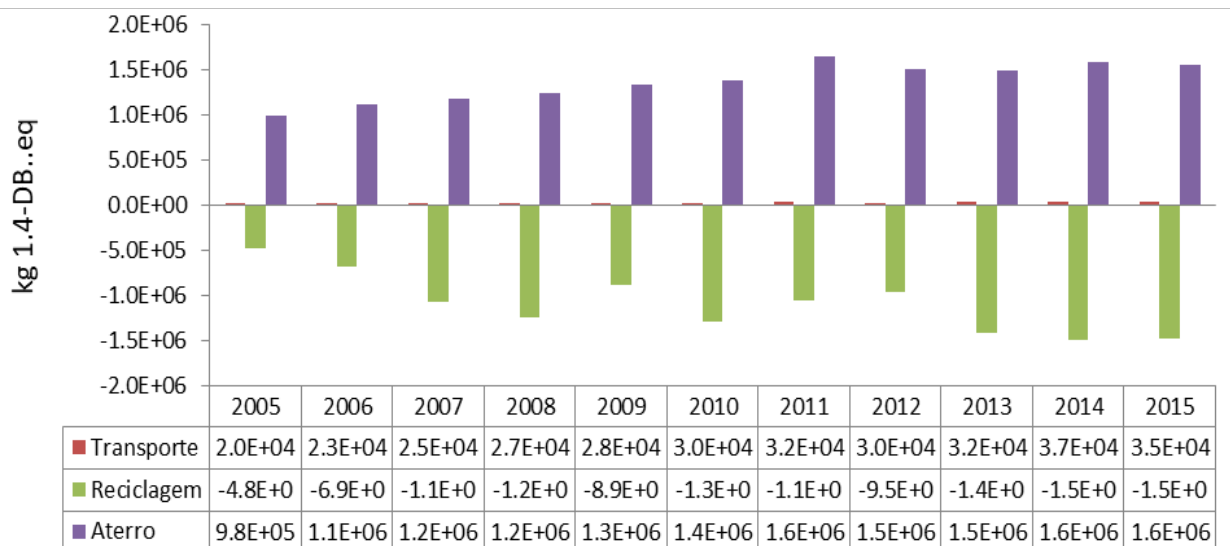


Figura 17. Contribuição das etapas transporte, reciclagem e aterro sanitário para a categoria toxicidade humana, período de 2005 a 2015. *Fonte: Autores, 2017.*

Em seu estudo, Alencar (2013) obteve uma redução de 32% de toxicidade humana, quando avaliou um cenário com aterro sanitário e queima de 50% dos gases produzidos, o cenário lixão e sem queima de gases apresentou os piores resultados para essa categoria. Hong *et al.*, (2015) avaliaram dois cenários, um com tratamento dos resíduos e disposição final adequada e outro com o tratamento dos resíduos sem a disposição final adequada.

Em ambos, foram obtidas elevadas contribuições para a toxicidade humana, tendo o segundo cenário apresentado um pior desempenho para redução do potencial de toxicidade humana, devido ao manuseio incorreto dos equipamentos eletrônicos. Yay (2015), afirma que o cenário com disposição dos resíduos em aterro sanitário sem o reaproveitamento do biogás, obteve-se uma maior toxicidade humana.

Conclusões

A partir do programa de coleta seletiva diversas emissões de poluentes para a atmosfera foram reduzidas no decorrer dos anos. A categoria acidificação teve emissão negativa em todos os anos avaliados e mesmo com a emissão de gases pela queima do combustível durante a etapa de transporte, a redução de gases pela etapa da reciclagem se mostrou superior a essas emissões nesta categoria. Para a eutrofização só o ano de 2015 apresentou emissões negativas, uma vez que neste ano os quantitativos recolhidos pela reciclagem foram superiores aos demais anos.

Para as categorias oxidação fotoquímica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio e toxicidade humana as reduções na emissão de poluentes na etapa da reciclagem não foram suficientes para que estas categorias não gerassem impactos ao meio ambiente. Dessa forma, deve-se buscar mecanismos que visem otimizar o programa de coleta seletiva do município e o reaproveitamento dos gases produzidos no aterro sanitário.

Agradecimentos

Este artigo é parte da dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba – PPGECAM/UFPB. Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo, a Autarquia de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal (EMLUR) e a Universidade Jaume I (UJI) que possibilitaram o desenvolvimento desse estudo.

Referências bibliográficas

- Alencar, J. C. (2013) *Diagnóstico e Inventário de Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Imperatriz – MA*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental (Gestão e Tecnologia Ambiental), Universidade de Santa Cruz do Sul, 94pp.
- Araújo, M. G. *Modelo de Avaliação do Ciclo de Vida para a Gestão de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos no Brasil*. 2013. 232 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Instituto Alberto Luiz Coimbra, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019*. Acessado em: 28 de abril de 2020, disponível: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2014) *NBR 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e Estruturas*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2014) *NBR 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações*. Rio de Janeiro.
- Bovea, M. D., Powell, J. C. (2006) Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management. *Journal of environmental management*. **79**(2), 115-132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.06.005>
- Bovea, M. D., Ibáñez-Forés, V., Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F. J. (2010) Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, **30**, 2383-2395.
- Brasil. *Lei n. 12 305, de 2 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Acessado em: 20 de maio de 2020, disponível: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.
- Chi, Y., Dong, J., Tang, Y., Huang, Q., Ni, M. (2014) Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **17**(4), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0300-8>
- Coelho, T. R., Hino, M. R. M. C., Vahldick, S. M. (2019). O The use of ICT in the informal recycling sector: The Brazilian case of Relix. *Electronic Journal of Information Systems in Developing Countries*; **85**(12078), 1-12. <https://doi.org/10.1002/isd2.12078>
- Costa, I. M., Dias, M. F. (2020) Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. *Energy Reports*, **6**(1), 878-884. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.11.033>
- Chehebe, J.R.B.(1997) *Análise do Ciclo de Vida de Produtos - Ferramenta Gerencial da ISO 14.000*. Rio de Janeiro: Quality mark, 104 pp.

- CML (2001) *CML 2 baseline method*. University of Leiden, Acessado em: 30 de junho de 2018. Disponível: <http://www.leidenuniv.nl/cml/index.html>.
- Durán, C. E. S., Messina, S. (2019) Urban Management Model: Municipal Solid Waste for City Sustainability. In Saleh, Hosam M. (Eds.), *Municipal Solid Waste Management*, IntechOpen, 1-9 pp. <https://doi.org/10.5772/intechopen.82839>
- EMLUR, Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (2017) *Relatório de Atividades Anual*. João Pessoa, 2000 - 2017. Acessado em: 12 de maio de 2017. disponível em: <https://www.joaopessoa.pb.gov.br/secretaria/emlur>
- Foolmaun, R. K., Ramjeeawon, T. (2013) Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **18**(1), 155-171. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0447-2>
- Garcia, H. R. M. (2016) Avaliação do ciclo de vida socioambiental do programa de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares do município de João Pessoa/PB, Brasil. Estudo de caso: núcleo do Bessa, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, 132 pp.
- Garrett, P., Collins, M. (2009) *Life Cycle Assessment of product stewardship options for mercury containing lamps in New Zealand: final report*, Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand, 171 pp. Acessado em: 10 de abril de 2020, disponível em: <https://environment.govt.nz/publications/life-cycle-assessment-of-product-stewardship-options-for-mercury-containing-lamps-in-new-zealand-final-report>
- Guereca, L.P., Gassó, S., Baldasano, J.M., Jiménez-Guerrero, P. (2006) Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain. *Resources, Conservation and Recycling*, **49**(1), 32–48. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.03.009>
- Hauschild, M., Wenzel, H. (1998) *Environmental Assessment of Products*. Scientific background, vol. 2. Scientific background, UK.
- Hong, J., Shi, W., Wang, Y., Chen, W., Li, X. (2015) Life cycle assessment of electronic waste treatment. *Waste Management*, **38**, 357-365. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.12.022>
- Ibáñez-Forés, V. (2009) Optimización del Sistema de Gestión de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Castellón de la Plana Mediante La Aplicación de Técnicas de Análisis del Ciclo de Vida (ACV). Proyecto Final de Carrera Escola Superior de Tecnologia i Ciències Experimentals (Enginyeria Industrial) – Universitat Jaume I, 231 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020). Cidades@. Acessado em: 05 de abril de 2020. disponível: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/joaopessoa/panorama>
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012) *Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos: relatório de pesquisa*. Acessado em: 06 de outubro de 2019. disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=17247
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., Van woerden, F. (2018) *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development. Washington, DC: World Bank. 272 pp.
- Khandelwal, H., Dhar, H., Thalla, A. K., Kumar, S. (2019) Application of life cycle assessment in municipal solid waste management: A worldwide critical review. *Journal of Cleaner Production*, **209**(1), 630-654. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.233>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E. Hauschild, M, Z, Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: lessons learned and perspectives. *Waste Management*, **34**(3), 573-588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Leme, M. M. V. (2010) *Avaliação das opções tecnológicas para geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos: estudo de caso*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Energia, Universidade Federal de Itajubá, 138 pp.
- Martins, W. A. (2017) *Avaliação do ciclo da vida do programa de coleta seletiva do Município de João pessoa- PB, Brasil*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, 113 pp.

- Mendes, N. C. (2013) Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia (Produção do Espaço Geográfico), Universidade Estadual de São Paulo, 165 pp.
- Mersoni, C. (2015) Avaliação do ciclo de vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi/RS. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências, Centro de Ciências Exatas e Tecnologias, Universidade de Caxias do Sul, 152pp.
- Município de João Pessoa/PB. (2014) *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa*. Diagnóstico. Acessado em: 28 de abril de 2020. Disponível em: <http://issuu.com/pmjponline/docs/diagnostico>
- Oliveira Neto, G. C., Correia, A. J. C., Schroeder, A. M. (2017) Economic and environmental assessment of recycling and reuse of electronic waste: Multiple case studies in Brazil and Switzerland. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.011>
- Özeler, D., Yetis, Ü., Demirer, G.N. (2006). Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study. *Environment International*, 32(3), 405 – 411. doi.org/10.1016/j.envint.2005.10.002.
- Pimentel, C. H. L., Nóbrega, C. C., Jucá, J. F. T., Pimentel, U. H. O., Martins, W. A. (2020) A gestão das rotas tecnológicas de tratamento e destinação final dos resíduos sólidos urbanos no município de João Pessoa/PB. *Brazilian Journal of Development*, 6(2), 7063-7088 <https://doi.org/10.34117/bjdv6n2-126>
- Popita, G-E., Baciú, C., Rédey, Á., Frunzeti, N., Ionescu, A., Yuzhakova, T., Popovici, A. (2017) Life Cycle Assessment (LCA) of municipal solid waste management systems in cluj county, Romania. *Environmental Engineering and Management Journal*. 16 (1), 47-57. disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Calin_Baciú/publication/316146566_Life_cycle_assessment_LCA_of_municipal_solid_waste_management_systems_in_Cluj_county_Romania/links/58f25beb.
- Ramachandra, T. V., Bharath, H. A., Kulkarni, G., Han, S. S. (2018) Municipal solid waste: Generation, composition and GHG emissions in Bangalore, India. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82(1), 1122-1136. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.085>
- Rigamonti, L., Grosso, M., Sunseri, M. C. (2009) Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14, 411–419.
- Tarantini, M., Dominici, L. A., Eleonora, C., Ferdinando, F. (2009) Life Cycle Assessment of waste management systems in Italian industrial areas: Case study of 1st Macrolotto of Prato. *Energy* 34(5), 613-622. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.12.004>
- Trentin, A. W. S. (2015) *Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Santa Cruz do Sul-RS*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental (Gestão e Tecnologia Ambiental), Universidade de Santa Cruz do Sul, 114 pp.
- Yadav, P., Samadder, S.R. (2018) Environmental impact assessment of municipal solid waste management options using life cycle assessment: a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 838–854. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0439-7>
- Yay, A. S. E. (2015) Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*, 94(1), 284 - 293. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>
- Zaman, A. U. (2013). Life cycle assessment of pyrolysis–gasification as an emerging municipal solid waste treatment technology, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10, 1029–1038. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.089>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PRODUÇÃO E APLICAÇÃO DE CARVÃO ATIVADO DE LODO BIOLÓGICO: INFLUÊNCIA DO COT E DAS SUBSTÂNCIAS HÚMICAS NA POROSIDADE

PRODUCTION AND APPLICATION OF ACTIVATED CARBON FROM BIO-SLUDGE: TOC AND HUMIC SUBSTANCES INFLUENCE IN POROSITY

* Tatiana Yuri Ramos Oda¹
Ana Augusta Passos Rezende¹
Rita de Cássia Superbi Sousa²
Charles Luís da Silva³
Cláudio Mudadu Silva⁴
Alex Cardoso Pereira¹

Recibido el 20 de julio de 2020. Aceptado el 13 de abril de 2021

Abstract

The bio-sludge carbonaceous matrix provides an expectation that adsorbents can be produced from the residue. The objective of this study was to analyze the organic matter influence on the porosity of activated carbons produced from textile (LT) and recycled paper (LP) industries bio-sludge and evaluate its applicability through methylene blue (MB) adsorption. The activated carbons were denominated LTA and LPA. The bio-sludge organic matter was analyzed by determining the total organic carbon (TOC), fulvic acids (FA) and humic acids (HA). LP presented TOC 9.77%, FA 4.12% and HA 2.07%. LT presented higher levels of the parameters: TOC 31.25%, FA 12.64% and HA 3.21%. As obtained by the infrared spectroscopy analysis, LT and LP presented oxygenated surface groups, however, LT presented a greater amount of the groups. Thus, the higher amount of oxygenated groups on the surface of LT is related to the material's higher FA content. The LTA presented higher iodine number (959 mgI₂/g) than LPA (234 mgI₂/g). The results indicate that the organic matter content relates to the porosity development, being that higher levels of TOC and FA resulted in a better-developed pores. From the adsorption experimental equilibrium data, it was observed that LTA was more effective in removing MB than LPA. The chemical properties of the materials influenced the adsorptive behavior, however, the surface area contributed more decisively to the adsorption capacity.

Keywords: *biological sludge, activated carbon, organic matter, humic substances, adsorption.*

¹ Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

² Departamento de Química e Engenharia Química, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

³ Departamento de Engenharia de Produção e Mecânica, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

⁴ Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil - Universidade Federal de Viçosa, Av. Peter Henry Rolfs, s/n - Campus Universitário, Viçosa - Minas Gerais, 36570-000, Brasil. Email: tatiana.oda@ufv.br

Resumo

A matriz carbonácea dos lodos biológicos fornece uma expectativa de que adsorventes podem ser produzidos a partir do resíduo. O objetivo deste estudo foi analisar a influência da matéria orgânica na porosidade de carvões ativados produzidos a partir de lodos de indústrias têxtil (LT) e de papel reciclado (LP) e avaliar sua aplicabilidade através da adsorção de azul de metileno (AM). Os carvões ativados foram denominados LTA e LPA. A matéria orgânica dos lodos foi analisada através da determinação do carbono orgânico total (COT), dos ácidos fúlvicos (AF) e dos ácidos húmicos (AH). LP apresentou 9.77% COT, 4.12% AF e 2.07% AH. LT apresentou teores mais altos dos parâmetros: COT 31.25%, AF 12.64% e AH 3.21%. Conforme obtido pela análise de espectroscopia no infravermelho, LT e LP apresentaram grupos superficiais oxigenados, no entanto, LT apresentou maior quantidade dos grupos. Assim, a maior quantidade de grupos oxigenados na superfície do LT relaciona-se ao maior conteúdo de AF do material. LTA apresentou maior número de iodo (959 mgI₂/g) em relação ao LPA (234 mgI₂/g). Os resultados indicam que o teor de matéria orgânica está relacionado ao desenvolvimento da porosidade, sendo que teores mais elevados de COT e AF resultaram em poros mais bem desenvolvidos. A partir dos dados experimentais de equilíbrio de adsorção, observou-se que o LTA foi mais eficaz na remoção do AM em relação ao LPA. As propriedades químicas dos materiais influenciaram o comportamento adsorptivo, no entanto, a área superficial contribuiu mais decisivamente para a capacidade de adsorção.

Palavras chave: lodo biológico, carvão ativado, matéria orgânica, substâncias húmicas, adsorção.

Introdução

O lodo biológico proveniente do tratamento de efluentes consiste em um resíduo de natureza predominantemente orgânica. O gerenciamento e tratamento de lodo é um processo oneroso que pode corresponder a 50% do custo total do tratamento de águas residuárias (Campbell, 2000). Várias tecnologias são comumente utilizadas para gerenciamento e tratamento de lodo: aplicação no solo, compostagem, disposição em aterro, digestão anaeróbica e incineração (Zhang *et al.*, 2014; Jaria *et al.*, 2017). A opção mais usual consiste na disposição dos lodos em aterros. O gerenciamento sustentável da elevada quantidade de resíduos destinados aos aterros, a fim de prevenir poluição ambiental imediata e futura, constitui um desafio expressivo e imediato (Adelopo *et al.*, 2018). Assim, o aumento da geração de lodo biológico, acompanhado das limitações ambientais e financeiras relacionadas à sua disposição, acarretam na necessidade de se buscar métodos sustentáveis de uso e valorização do resíduo.

Uma alternativa emergente consiste no uso do lodo biológico como material precursor para a produção de carvão ativado. A matriz carbonácea do lodo biológico proporciona uma expectativa de que bons adsorventes serão produzidos a partir do resíduo, considerando-se que parcela da matéria orgânica volatiliza durante o processo de carbonização e forma uma estrutura rudimentar de poros (Menéndez-Díaz e Martín-Gullón, 2006; Wen *et al.*, 2011). Na ativação, a porosidade desenvolve-se e representa uma das principais características de um carvão ativado. Do ponto de vista econômico, a conversão do lodo biológico em carvão ativado torna-se vantajosa uma vez que ocasiona a valorização do resíduo (podendo tornar-se uma nova cadeia produtiva).

Do ponto de vista ambiental, a conversão de lodo em adsorventes é uma via promissora, não apenas por solucionar o problema de poluição secundária causada por disposição inadequada, mas também por permitir sua reutilização no tratamento de vários compostos (Xu *et al.*, 2015).

Sabe-se que a matéria orgânica se relaciona à adequabilidade de um material carbonáceo como material precursor para produção de carvão ativado, no entanto, análises mais específicas em relação a este parâmetro não são comumente realizadas, sendo que, usualmente, as análises se restringem à determinação do teor de voláteis (Smith *et al.*, 2009). Segundo Méndez *et al.* (2005), a matéria orgânica possui um importante papel no processo de carbonização de lodos de esgotos devido às suas transformações físicas e químicas que ocorrem durante o tratamento térmico. As substâncias húmicas, compostas pelos ácidos fulvicos (AF) e húmicos (AH), são os produtos das transformações bioquímicas dos resíduos de plantas e animais e compreendem a maior fração do carbono orgânico dos sistemas terrestres e aquáticos (Iakimenko *et al.*, 1996). Substâncias húmicas podem ser encontradas em resíduos obtidos da decomposição da matéria orgânica, logo, espera-se que estejam presentes no lodo biológico (Iakimenko *et al.*, 1996). De acordo com Gascó *et al.* (2005a), a matéria orgânica possui relação com o desenvolvimento da porosidade, sendo atribuído aos AF um importante papel no decorrer da carbonização do lodo de esgoto. Gascó *et al.* (2005a) mostraram que maiores porosidades foram obtidas para lodos que apresentaram baixas relações AH/AF.

Uma análise mais detalhada da matéria orgânica deve ser realizada a fim de entender-se melhor a influência da matéria orgânica nos carvões produzidos a partir de lodo biológico. Estudos envolvendo este tópico restringem-se à utilização de lodo biológico proveniente do tratamento de efluentes domésticos (Gascó *et al.*, 2005a,b; Mendéz *et al.*, 2005). A utilização de lodo industrial como material precursor para produção de carvão ativado é escassa (Smith *et al.*, 2009; Xu *et al.*, 2015) e, no entendimento dos autores, não são encontradas na literatura análises da influência da matéria orgânica na porosidade de carvões ativados produzidos a partir de lodos industriais. O objetivo do presente trabalho foi analisar a influência da matéria orgânica nos carvões ativados produzidos a partir de lodo biológico proveniente de indústrias têxtil e de papel reciclado e avaliar sua aplicabilidade por meio de estudos de adsorção com o corante azul de metileno. Este trabalho baseia-se na dissertação de mestrado do primeiro autor (Oda, 2017) e apresenta parte dos resultados relevantes da pesquisa realizada.

Metodologia

Coleta e preparo dos materiais precursores

Os lodos biológicos provenientes do tratamento secundário de efluentes de indústrias têxtil (LT) e de papel reciclado (LP) foram coletados após desaguamento em centrífuga mecânica. Os materiais foram secos e moídos até apresentarem granulometria inferior a 2 milímetros (Oda, 2017).

Produção dos carvões ativados

Porções de LT e LP foram impregnadas com solução de KOH na proporção de 3:1 (KOH:lodo, em massa) durante 1 hora a 60 °C e secas em estufa a 105 °C, conforme apresentado por Oda (2017). Em seguida, as porções foram carbonizadas de acordo com a metodologia proposta por Gascó *et al.* (2005a,b), sob uma taxa de aquecimento de 10 °C/min até atingir temperatura de 650°C, a qual foi mantida durante 1 hora. Após atingir temperatura ambiente, as amostras foram lavadas com solução de HCl 3M para remoção parcial dos componentes inorgânicos do carvão ativado, conforme sugerido por Ros *et al.* (2006). Subsequentemente, os carvões ativados secos foram moídos até apresentarem granulometria inferior a 0,037 milímetros (400 mesh), conforme recomendado pela NBR 11834 – EB 2133 (ABNT,1991a) para carvões pulverizados. Os carvões ativados produzidos a partir de LP e LT foram denominados LPA e LTA, respectivamente.

Caracterização dos materiais precursores e adsorventes

Os materiais precursores LP e LT foram caracterizados de acordo seus teores de voláteis, carbono orgânico total (COT), ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) e espectroscopia no infravermelho. Os carvões ativados LPA e LTA foram caracterizados utilizando-se número de iodo (NI), espectroscopia no infravermelho e rendimento.

O teor de voláteis foi determinado de acordo com a NBR 8112 (ABNT, 1986). O COT foi obtido pela diferença entre os teores de carbono total e carbono inorgânico, determinados por analisador Shimadzu TOC-V CSH. A extração das substâncias húmicas seguiu metodologia descrita por Jouraiphy *et al.* (2005) e Kulilowska *et al.* (2015) e o carbono orgânico total das frações de AF e AH foi determinado utilizando analisador Shimadzu TOC-V CSH. O grau de transformação do húmus foi medido pela relação AH/AF, denominado de índice de polimerização (Iakimenko *et al.*, 1996). Os espectros na região do infravermelho foram determinados em espectrofotômetro infravermelho VARIAN 660 – IR com acessório de refletância atenuada PIKE GladiATR na região de 400 a 4000cm⁻¹. Os dados foram trabalhados utilizando o software OriginPro 8. A determinação do NI seguiu a norma NBR 12073/MB – 3410 (ABNT, 1991b). O rendimento (R) dos materiais foi calculado pela diferença de massa dos materiais precursores antes e após a carbonização e ativação.

Testes de adsorção

Os testes de adsorção utilizando-se o LPA e o LTA foram realizados em batelada e em 3 condições de pH (4, 7 e 10), de acordo com o realizado por Oda (2017). Amostras de 2mg dos adsorventes, foram colocadas em contato com solução de azul de metileno (AM) com concentrações variando de 200 a 500mg/L. Após 24 horas sob agitação a 40rpm (marca Cole-Parmer, modelo Masterflex® L/S™), os frascos foram centrifugados (marca Hanil, modelo Smart R17) a 1500 rpm durante 15 minutos. Retirou-se os sobrenadantes e determinou-se as concentrações remanescentes por meio de leitura em espectrofotômetro (marca Shimadzu, modelo UVmini-1240), no comprimento

de onda de 665 nm. A quantidade de corante adsorvida no equilíbrio, q_e (mg/g), foi calculada utilizando a Equação 1. Os modelos de Langmuir e Freundlich foram ajustados aos resultados dos testes de adsorção utilizando-se o software SigmaPlot 11.0[®]. As equações 2 e 3 representam os modelos propostos por Langmuir (1918) e Freundlich (Thinakaran *et al.*, 2008), respectivamente.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{m \times V} \quad \text{Equação (1)}$$

$$q_e = \frac{(q_0 \times b \times C_e)}{(1 + b \times C_e)} \quad \text{Equação (2)}$$

$$q_e = K_f \times C_e^{1/n_f} \quad \text{Equação (3)}$$

Onde: q_e = quantidade de corante adsorvida no equilíbrio (mg/g); C_0 = concentração inicial do corante (mg/L); C_e = concentração do corante no equilíbrio (mg/L); V = volume de solução (L); m = massa de adsorvente (g); q_0 = parâmetro de Langmuir que representa a capacidade máxima de cobertura da monocamada (mg/g); b = constante de adsorção de Langmuir relacionada à energia de adsorção (L/mg); K_f = constante experimental de Freundlich que indica a capacidade do adsorvente ((mg/g).(mg/L)^{1/n_f}); n_f = constante experimental de Freundlich que indica o efeito da concentração na capacidade adsorvente e representa a intensidade de adsorção.

Resultados e discussão

Caracterização dos materiais

Os resultados de caracterização de LP, LPA, LT e LTA são apresentados na Tabela 1. Observa-se que LP e LT apresentaram valores de teor de voláteis de 65.17% e 60.21%, respectivamente. Estes resultados são moderadamente superiores aos obtidos por Li *et al.* (2011), para lodo de indústria de papel (57.65%), e por Nunthaprechachan *et al.* (2013), para lodo biológico de indústria têxtil (59.00%). O elevado teor de voláteis indica que os materiais apresentarão um bom desenvolvimento de poros, uma vez que a matéria orgânica será volatilizada e uma estrutura rudimentar de poros será formada (Wen *et al.*, 2011).

Tabela 1. Resultados de caracterização dos materiais.

Amostra	Voláteis (%)	COT (%)	AH (%)	AF (%)	AH/AF	Rendimento (%)	NI (mg _{l2} /g)
LP	60.21	9.77	2.07	4.12	0.50	-	-
LPA	-	-	-	-	-	45.47	233.80
LT	65.17	31.25	3.21	12.64	0.25	-	-
LTA	-	-	-	-	-	28.91	958.54

O COT foi de 9.77% para LP e de 31.25% para LT, conforme apresentado na Tabela 1. Os valores são inferiores aos resultados obtidos para lodo de esgoto por Gascó *et al.* (2005a), que variaram de 55.39% a 76.78% e Méndez *et al.* (2005), que variaram de 39.30% a 72.40%. Os resultados obtidos para o LP mostram que a maior parte do seu conteúdo volátil se atribui à presença de

outros compostos voláteis não relacionados à matéria orgânica. Devido ao processo produtivo, os voláteis presentes em LP devem-se à presença de fibras de papel no tratamento de efluentes, que acabaram constituindo o lodo.

Os AF são os materiais húmicos mais oxidados e com menor peso molecular. Conforme Gascó *et al.* (2005a) ressalta, os AF contêm maior teor de oxigênio na forma de grupos funcionais COOH, OH e C=O, mas um menor conteúdo de carbono. Os AH apresentam um alto peso molecular, formam ligações de hidrogênio, contêm menos oxigênio e apresentam um maior teor de carbono (Gascó *et al.*, 2005a). A Tabela 1 apresenta as percentagens de AH e AF dos materiais precursores. O LT apresentou maiores teores de AF (12.64%) e AH (3.21%) do que LP (AF 4.12% e AH 2.07%). A relação AH/AF obtida para LT (0.25) foi menor do que a obtida para LP (0.50), o que indica que o material possui um menor grau de polimerização (Iakimenko *et al.*, 1996) em relação ao LP. O maior teor de AF observado em LT, indica que o mesmo apresentará um melhor desenvolvimento poroso, uma vez que os AF são mais reativos durante a carbonização devido ao seu maior conteúdo de grupos funcionais oxigenados (Méndez *et al.*, 2005).

Os grupos funcionais de superfície dos materiais podem ser identificados a partir das bandas de absorção obtidas na análise de espectroscopia eletrônica no infravermelho (Nunthaprechachan *et al.*, 2013). Os espectros de LT e LP são apresentados na Figura 1.

Os espectros dos materiais LP e LT apresentaram bandas que se associam a diferentes tipos de vibrações relacionadas à presença de grupos atômicos e estruturais. Os picos de 3288 cm^{-1} (atribuídos à vibração de OH) e de 1134 cm^{-1} e 1033 cm^{-1} (atribuídos à vibração de estiramento de C-O) observados no espectro de LP mostram a presença do grupo funcional dos álcoois no material. O LT apresentou picos de 3285 cm^{-1} e de 1022 cm^{-1} em seu espectro, indicando a presença de álcoois e fenóis. Segundo Barbosa (2013), os ácidos carboxílicos, além da banda de OH na faixa de $3,200\text{-}3,600\text{ cm}^{-1}$, apresentam vibração de estiramento de C=O em torno de $1,850\text{-}1,610\text{ cm}^{-1}$, conforme observado para LT. Bandas finas na região de $2,800\text{-}3,300\text{ cm}^{-1}$ correspondem a estiramento de ligações C-H que, quando se apresentam em torno de $3000\text{-}2850\text{ cm}^{-1}$, são associadas a estiramento de ligações C-H de alcanos (Barbosa, 2013). Os picos de 2920 cm^{-1} e 2847 cm^{-1} em LP e os picos de 2914 cm^{-1} e 2847 cm^{-1} em LT indicam a presença dos alcanos em ambos os materiais precursores. Os picos de 1403 cm^{-1} em LP e de 1445 cm^{-1} em LT confirmam a presença dos alcanos nos lodos biológicos. O espectro de LP exibiu absorção característica de compostos aromáticos, indicados pelos picos entre $900\text{-}650\text{ cm}^{-1}$. Bandas fortes podem ser observadas no espectro de LP e indicam a presença da vibração angular fora do plano de CH de aromáticos (picos de 868 cm^{-1} e 711 cm^{-1}). O pico de 1644 cm^{-1} observado em LP pode ser atribuído à vibração de C=O do grupo das amidas. De acordo com Barbosa (2013), pico com intensidade fraca entre $1680\text{-}1630\text{ cm}^{-1}$ representa valor típico para o grupo funcional. Os picos

de 1631 cm^{-1} e 1518 cm^{-1} observados no espectro de LT são atribuídos à presença das funcionalidades N-H e ligações C=C de compostos benzênicos, segundo Barbosa (2013).

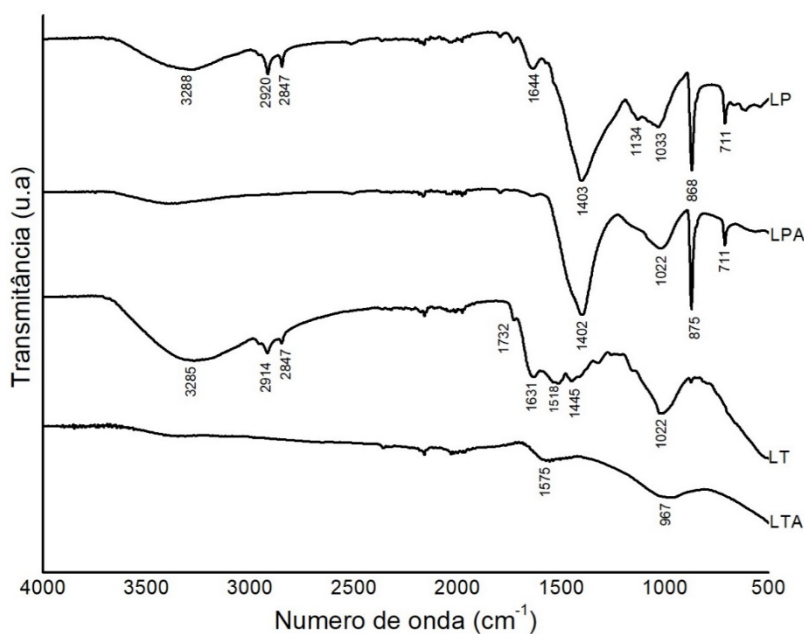


Figura 1. Espectros no infravermelho de LP, LPA, LT e LTA

Portanto, a partir dos espectros (Figura 1), é possível inferir que: álcoois e alcanos foram observados em LP e LT; LP mostrou vibrações de compostos aromáticos; e LT apresentou vibrações de ácidos carboxílicos e funcionalidades de nitrogenadas. A maior intensidade de OH observada em LT indica que o material possui maior quantidade do grupo em relação à LP. No espectro de LPA notou-se picos similares aos encontrados no espectro de LP, com exceção dos picos referentes à vibração de OH e C-H. O mesmo pode ser observado para LT e LTA, indicando que os adsorventes produzidos e os lodos brutos possuem grupos funcionais de superfície similares (Gu *et al.*, 2014).

A estabilidade dos grupos funcionais oxigenados depende da metodologia de ativação e da temperatura de carbonização. Grupos carboxílicos se decompõem em dióxido de carbono e fenol em faixa de temperatura de 200 a 800°C (Nunthaprechachan *et al.*, 2013), assim, a ausência do grupo nos materiais carbonizados deve-se à alta temperatura utilizada durante a carbonização. A maior quantidade de AF observada em LT relaciona-se à maior quantidade de OH e ácidos carboxílicos na superfície do material, conforme mencionado por Ghabbour e Davies (1999) e observado por Gascó *et al.* (2005a).

Conforme apresentado na Tabela 1, o LTA apresentou rendimento de 28.91%, enquanto LPA apresentou o valor de 45.47%. Observou-se uma relação inversa entre o teor de COT do material precursor e o rendimento dos carvões ativados, situação obtida também por Gascó *et al.* (2005a). No entanto, Gascó *et al.* (2005a) ressaltam que o COT não é sempre relacionado ao rendimento dos carvões ativados devido às diferentes composições dos lodos biológicos.

O NI, calculado como a quantidade de iodo adsorvida por grama do adsorvente, é a medição da porosidade utilizada para avaliar a área superficial de carvões ativados associada à poros com diâmetro menores do que 1 nanômetro (Gascó *et al.*, 2005a). Os resultados de NI estão apresentados na Tabela 1. O LTA apresentou valor de 958.54 mgI₂/g, enquanto o valor obtido para LPA foi de 233.80 mgI₂/g. O NI mostra que o melhor resultado foi obtido para o carvão ativado produzido a partir do material com menor relação AH/AF. Gascó *et al.* (2005a) também obtiveram maior NI para lodo com menor relação AH/AF. A maior quantidade de grupos funcionais de superfície nos AF pode tornar essa fração mais reativa durante o processo de carbonização, contribuindo para o desenvolvimento microporoso (Méndez *et al.*, 2005).

Testes de adsorção

Considerando que LPA e LTA apresentaram diferentes NI e que as características adsorptivas não são influenciadas apenas pelas propriedades texturais (também pelas propriedades químicas) (Smith *et al.*, 2009), a aplicabilidade dos carvões ativados foi analisada por meio de testes de adsorção com o corante AM, sob diferentes condições de pH. Para descrever o mecanismo de adsorção do AM pelos carvões ativados e investigar as isotermas de adsorção, empregou-se os modelos de Langmuir e Freundlich. A Tabela 2 apresenta os parâmetros correspondentes ao ajuste dos modelos de Freundlich e Langmuir. Os resultados experimentais e ajuste dos modelos para a adsorção de AM em LPA e LTA são apresentados na Figura 2.

De acordo com o valor de R², o modelo de Freundlich representou bem o comportamento adsorptivo do LPA e do LTA em pH 4. A equação de Freundlich considera que o processo de adsorção ocorre em múltiplas camadas em superfícies heterogêneas, como as dos carvões ativados (Özkaya, 2005). A constante experimental que indica o efeito da concentração na capacidade de adsorção (n_f) apresentou valores entre 1 e 10 (Tabela 2), indicando que a adsorção do AM é favorável e que há sítios altamente energéticos na superfície dos materiais. Os valores da constante experimental que indicam a capacidade do adsorvente (K_F) demonstraram que os materiais possuem capacidade de reter o AM de forma que, quanto maior o valor de K_F , maior a capacidade de retenção, conforme Muller *et al.* (2009).

Tabela 2. Parâmetros das isotermas de Freundlich e Langmuir após ajuste dos modelos aos dados experimentais de adsorção de azul de metileno (AM) em LPA e LTA

pH	Modelo	Parâmetros	Carvão ativado	
			LPA	LTA
4	Freundlich	Kf	0.79	36.99
		<i>nf</i>	2.56	4.34
		R ²	0.85	0.85
	Langmuir	q ₀	11.56	142.75
		b	0.005	0.04
		R ²	0.81	0.65
7	Freundlich	Kf	1.51	87.13
		<i>nf</i>	2.27	8.90
		R ²	0.88	0.96
	Langmuir	q ₀	35.31	159.79
		b	0.004	0.15
		R ²	0.91	0.83
10	Freundlich	Kf	2.59	34.87
		<i>nf</i>	2.70	2.83
		q ₀	33.69	274.72
	Langmuir	b	0.006	0.02
		R ²	0.77	0.99

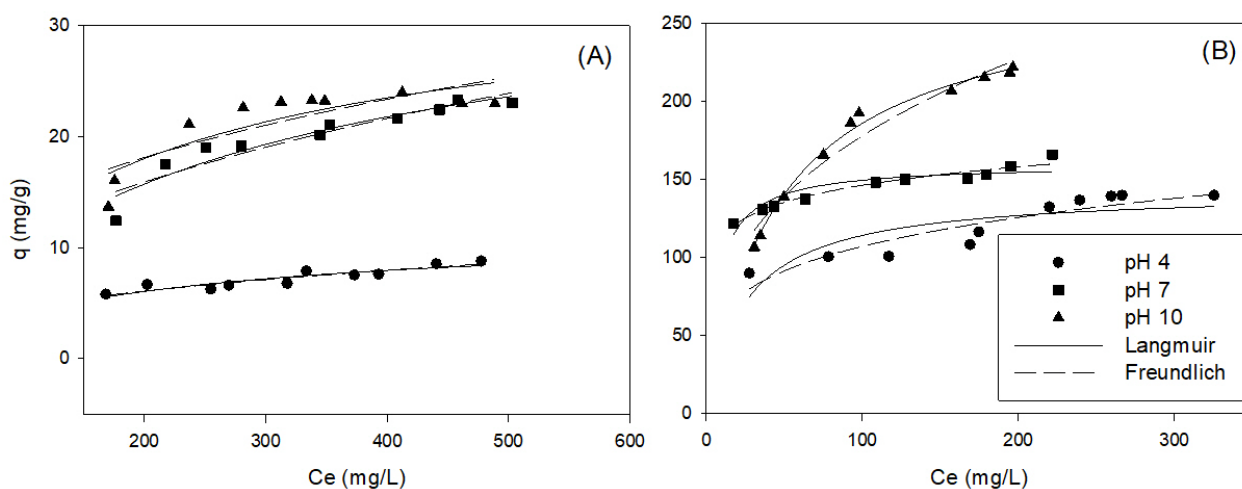


Figura 2. Resultados experimentais e isotermas de adsorção de Langmuir e Freundlich para adsorção de azul de metileno (AM) em LPA (A) e LTA (B), em pH 4, 7 e 10.

Em pH 7, o modelo de Freundlich representou melhor o comportamento adsorptivo de LTA, enquanto o do LPA foi melhor representado pelo modelo de Langmuir. Já em pH 10, ambos os materiais foram melhor representados pelo modelo de Langmuir. Em relação ao ajuste do modelo de Langmuir, ambos os materiais apresentaram um forte declive inicial na isoterma de adsorção, ou seja, apresentaram um baixo valor da constante de adsorção de Langmuir (b). O parâmetro b reduzido indica que o AM se apresentou distribuído diferentemente na fase líquida e na superfície dos carvões, situação esperada, já que os carvões e carvões ativados possuem diferentes composições e características texturais (Viana, 2013).

Como apresentado na Figura 2, houve um aumento na capacidade de adsorção de LPA e LTA com o aumento no pH do meio. De acordo com Menéndez-Díaz e Martín-Gullón (2006), com este aumento de pH, ocorre perda de prótons por parte das funcionalidades ácidas presentes na superfície do adsorvente, o que gera uma superfície carregada negativamente e provoca uma maior afinidade pelo AM, que é um corante básico. Em pH ácido, os sítios básicos combinam com os prótons presentes no meio, originando uma superfície carregada positivamente. Além da superfície do adsorvente e o AM apresentarem carga positiva nessa situação, gerando repulsão entre os compostos, ocorre disputa entre os prótons e o AM pelos sítios básicos presentes na superfície do adsorvente. Comparada ao LPA, a remoção de AM pelo LTA mais que dobrou em concentrações de equilíbrio (C_e) menores, conforme mostra a Figura 2.

Conforme os resultados experimentais de equilíbrio (Figura 2), o LPA apresentou a menor capacidade de adsorção em relação ao LTA. Em pH 4, os materiais apresentaram a seguinte capacidade de adsorção: LPA abaixo de 10 mg/g e LTA em torno de 100 mg/g (para valores menores de C_e). Em pH 7, LPA apresentou capacidade de adsorção entre 15-23 mg/g, enquanto a capacidade do LTA foi próxima de 150 mg/g. Em pH 10, a capacidade adsorptiva do LPA foi inferior a 25mg/g, enquanto a capacidade de adsorção do LTA foi acima de 200 mg/g.

A partir dos resultados de adsorção, observa-se que o LTA foi mais eficaz na remoção do AM em relação ao LPA. A área superficial influenciou a capacidade de adsorção dos materiais, o que é mostrado pelos dados experimentais de equilíbrio. As propriedades químicas dos materiais também influenciaram o processo adsorptivo, no entanto, a área superficial contribuiu mais decisivamente para a capacidade de adsorção.

Para fins comparativos, as capacidades de adsorção de AM de carvões ativados derivados de lodo biológico (de diferentes origens) obtidas em outros trabalhos são apresentadas na Tabela 3. Observa-se que os resultados alcançados por LTA (Figura 2) são equiparáveis aos observados em outros estudos da literatura, sendo que, em pH 7 e 10, obteve-se maior capacidade de adsorção do que as apresentadas na Tabela 3, com exceção do obtido por Gómez-Pacheco *et al.* (2012). Apesar de LPA ter exibido uma performance inferior em relação

à LTA, o material apresentou resultados superiores aos observados por Utomo *et al.* (2013) e próximos aos obtidos por Fan *et al.* (2017). É importante ressaltar que a origem do lodo biológico, condições de produção do carvão ativado (tempo de carbonização, taxa de aquecimento, agente ativante, temperatura final, entre outros) e parâmetros utilizados no teste de adsorção do corante (concentração, pH do meio, temperatura, tempo de contato, entre outros) podem influenciar na capacidade de adsorção de um adsorvato.

Tabela 3. Capacidade de adsorção de azul de metileno de adsorventes produzidos a partir de lodo biológico provenientes do tratamento de diferentes tipos de efluentes

Origem do lodo biológico	Capacidade adsortiva (mg/g)	Referência
Tratamento de esgoto doméstico	65,51	Rozada <i>et al.</i> , 2005
Indústria de óleo de palma	66,23	Gobi et al, 2011
Tratamento de esgoto doméstico	11,78	Utomo et al, 2013
Indústria de papel	119,04	Hu e Hu, 2013
Indústria de papel	103,58	Li <i>et al.</i> , 2011a
Indústria de papel	130,69	Li <i>et al.</i> , 2011b
Tratamento de esgoto doméstico	84,75-131,8	Liu <i>et al.</i> , 2013
Tratamento de esgoto doméstico	518	Gómez-Pacheco <i>et al.</i> , 2012
Tratamento de esgoto doméstico	24,10-29,85	Fan <i>et al.</i> , 2017

Em relação ao pH do meio, Li *et al.* (2011d) e Liu *et al.* (2013) concluíram que o pH influenciou na adsorção do azul de metileno, sendo que um maior pH desencadeou em uma maior capacidade de remoção do corante. Estes resultados estão em conformidade com o obtido neste trabalho.

Conclusão

Com base nos resultados obtidos neste trabalho, cujo objetivo foi analisar a influência da matéria orgânica nos carvões ativados produzidos a partir de lodo biológico proveniente de indústrias têxtil e de papel reciclado e avaliar sua aplicabilidade por meio de testes de adsorção com o corante azul de metileno, foi possível concluir que um maior teor de matéria orgânica acarretou em um carvão ativado com maior número de iodo, ou seja, com poros mais bem desenvolvidos. Logo, os teores de carbono orgânico total e substâncias húmicas relacionam-se com o desenvolvimento da porosidade, sendo que maiores quantidades originam um carvão ativado com maior área superficial. Os ácidos fúlvicos aparentemente exercem um importante papel na produção de carvões ativados, uma vez que o material precursor com maior teor (lodo têxtil) apresentou um maior número de iodo. O melhor desenvolvimento poroso do carvão ativado proveniente de lodo têxtil acarretou em uma maior capacidade de remoção de azul de metileno pelo adsorvente, o que foi mostrado pelos dados experimentais de equilíbrio de adsorção. Além

da área superficial, o pH influenciou consideravelmente os processos de adsorção devido às alterações nas cargas superficiais dos carvões ativados. Ou seja, as propriedades químicas dos carvões ativados e do corante azul de metileno também influenciaram no processo adsorptivo.

Reconhecimento

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

Referencias bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas (1991a) *NBR 11834: Carvão ativado pulverizado para tratamento de água – Especificação – EB – 2133*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas (1991b) *NBR 12073: Carvão ativado pulverizado – Determinação do número de iodo – MB – 3410*. Rio de Janeiro.
- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas (1986) *NBR 8112: Análise química imediata do carvão vegetal*. Rio de Janeiro.
- Adelopo A.O., Haris P.I., Alo B., Huddersman K., Jenkins R.O. (2018). Conversion of solid waste to activated carbon to improve landfill sustainability, *Waste Management Research*, **36**(8), 708-718. <https://doi.org/10.1177/0734242X18788940>
- Barbosa L.C.A. (2007) *Espectroscopia no Infravermelho na caracterização de compostos orgânicos*. Editora UFV, Viçosa, 198 pp.
- Campbell H W (2000) Sludge management – future and trends. *Water Science & Technology*, **41**(8), 1-8. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0135>
- Fan S., Wang Y., Wang Z., Tang J., Tang J., Li X. (2017) Removal of methylene blue from aqueous solution by sewage sludge-derived biochar: Adsorption kinetics, equilibrium, thermodynamics and mechanism. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**, 601-611. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.12.019>
- Gascó G., Blanco C.G., Guerrero F., Mendez-Lázaro A.M. (2005a) The influence of organic matter on sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **74**, 413-420. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.08.007>
- Gascó G., Méndez A., Gascó J.M. (2005b) Preparation of carbon-based adsorbents from sewage sludge pyrolysis to remove metals from water. *Desalination*, **180**, 245-251. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.01.006>
- Ghabbour E.A., Davies G. (1999) *Understanding Humic Substances: Advanced Methods, Properties and Applications*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, 286pp.
- Gobi K., Mashitah M.D., Vadivelu V.M. (2011) Adsorptive removal of methylene blue using novel adsorbent from palm oil mill effluent waste activated sludge: equilibrium, thermodynamics and kinetic studies. *Chemical Engineering Journal*. **171**, 1246-1252. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.036>
- Gómez-Pacheco C.V., Rivera-Utrilla J., Sánchez-Polo M., Lopez-Penalver J.J. (2012) Optimization of the preparation process of biological sludge adsorbents for application in water treatment. *Journal of Hazardous Materials*, **217-218**, 76-84. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.067>
- Gu L., Guo H., Zhou P., Zhu N. (2014) Enhanced adsorptive removal of naphthalene intermediates from aqueous solution by introducing reed straw into sewage sludge-based activated carbon. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, 2043-2053. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2131-x>

- Hu S.H., Hu S.C. (2013) Pyrolysis of paper sludge and utilization for ionic dye adsorption. *BioResources*, **8**, 1028-1042.
- Iakimenko O, Otabbong E, Sadovnikova L, Persson J, Nilsson I, Orlov D, Ammosova Y (1996) Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. 1. Content of humic substances and mineralisation of organic carbon and nitrogen in incubated soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **58**(2-3), 121-126. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)01006-8](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)01006-8)
- Jaria G., Silva C.P., Ferreira C.I.A., Otero M., Calisto V. (2017) Sludge from paper mill effluent treatment as raw material to produce carbon adsorbents: An alternative waste management strategy. *Journal of Environmental Management*, **188**, 203-211. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.004>
- Jouraphy A., Amir S., Gharous M., Revel J.C., Hafidi M. (2005) Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of sewage sludge and green plant waste. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **56**, 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2005.06.002>
- Kulikowska D., Gusiatin Z.M., Bulkowska K., Kierklo K. (2015) Humic substances from sewage sludge compost as washing agents effectively remove Cu and Cd from soil. *Chemosphere*, **136**, 42-49. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.083>
- Langmuir J (1918) The adsorption of gases on planes of glass, mica and platinum. *Journal of American Chemical Society*, **40**(9), 1361-1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>
- Li W., Yue Q., Gao B., Ma Z., Li Y., Zhao H. (2011a) Preparation and utilization of sludge-based activated carbon for the adsorption of dyes from aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, **171**, 320-327. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.04.012>
- Li W., Yue Q., Gao B., Wang X., Qi Y., Zhao Y., Li, Y. (2011b) Preparation of sludge-based activated carbon made from paper mill sewage sludge by steam activation for dye wastewater treatment. *Desalination*, **287**, 179-185. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.020>
- Liu L., Lin Y., Liu Y., Zhu H., He Q. (2013) Removal of methylene blue from aqueous solutions by sewage sludge based granular activated carbon: adsorption equilibrium, kinetics, and thermodynamics. *Journal of Chemical Engineering Data*, **58**, 2248-2253. <https://doi.org/10.1021/je4003543>
- Mendéz A, Gascó G, Freitas MMA, Siebielec G, Stuczynski T, Figueiredo JL (2005) Preparation of carbon-based adsorbents from pyrolysis and air activation of sewage sludges. *Chemical Engineering Journal*, **108**(1-2), 169-177. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2005.01.015>
- Menéndez-Díaz J. A., Martín-Gullón, I. (2006) Types of carbon adsorbents and their production. In: Bandosz T. J (Eds.), *Activated carbon surfaces in environmental remediation*. Elsevier, New York, 1-47.
- Muller C.C., Raya-Rodríguez M.T., Cybis L.F. (2009) Adsorção em carvão ativado em pó para remoção de microcistina de água de abastecimento público. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **14**, 29-38. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000100004>
- Nunthaprechachan T., Pengpanich S., Hunsom M. (2013) Adsorptive desulfurization of dibenzothiophene by sewage sludge-derived activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, **228**, 263-271. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.04.067>
- Oda, T. Y. R. (2017) *Produção, caracterização e aplicação de carvão ativado a partir de lodo biológico de indústrias têxtil e de papel*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa 104 pp.
- Özkaya B (2005) Adsorption and desorption of phenol on activated carbon and a comparison of isotherm models. *Journal of Hazardous Materials*, **129**, 158-163. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.08.025>
- Ros A., Lillo-Rodenas M.A., Fuente E., Montes-Moran M.A., Martín M.J., Linares-Solano A. (2006) High surface area materials prepared from sewage sludge-based precursors. *Chemosphere*, **65**(1), 132-140. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.017>
- Rozada F., Otero M., Parra J.B., Morán A., García A.I. (2005) Producing adsorbents from sewage sludge and discarded tyres: characterization and utilization for the removal of pollutants from water. *Chemical Engineering Journal*, **114**, 161-169. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2005.08.019>

- Smith K.M., Fowler G.D., Pullket S., Graham N.J.D. (2009) Sewage sludge-based adsorbents: A review of their production, properties and use in water treatment applications. *Water Research*, **43**, 2569-2594. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.038>
- Thinakaran N., Panneerselvam P., Baskaralingam P., Elango D., Sivenasan S. (2008) Equilibrium and kinetic studies on the removal of acid red 114 from aqueous solutions using activated carbons prepared from seed shells. *Journal of Hazardous Materials*, **158**, 142-150. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.043>
- Utomo H. D., Ong X. C., Lim S.M.S., Ong G.C., Li P. (2013) Thermally processed sewage sludge for methylene blue uptake. *International Biodeterioration & Biodegradation*. **85**, 460-465. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.12.004>
- Viana, M.M. (2013) *Obtenção e utilização de produtos de pirólise do lodo de esgoto para adsorção de poluentes em meio aquoso*. Dissertação de doutorado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 219 pp.
- Xu G., Yang X., Spinosa L. (2015) Development of sludge-based adsorbents: Preparation, characterization, utilization and its feasibility assessment. *Journal of Environmental Management*, **151**, 221-232. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.08.001>
- Wen Q., Li C., Cai Z., Zhang W., Gao H., Chen L., Zeng G., Shu X., Zhao Y. (2011) Study on activated carbon derived from sewage sludge for adsorption of gaseous formaldehyde. *Bioresource Technology*, **102**, 942-947. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.042>
- Zhang L., Xu C., Champagne P., Mabee W. (2014) Overview of current biological and thermo-chemical treatment technologies for sustainable sludge management. *Waste Management Research*, **32**(7), 586-600. <https://doi.org/10.1177/0734242X14538303>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

**CONHECIMENTO E APLICAÇÃO DE ESTRATÉGIAS
SUSTENTÁVEIS E DA NORMA DE DESEMPENHO
(NBR 15.575/2013) PARA EDIFICAÇÕES POR
PROFISSIONAIS DA CONSTRUÇÃO CIVIL**

Viviane Saraiva dos Santos¹
José Marcelino Serafim Ferreira¹
* Renato de Oliveira Fernandes¹

**KNOWLEDGE AND IMPLEMENTATION OF SUSTAINABLE STRATEGIES
AND THE PERFORMANCE STANDARD (NBR 15575/2013) FOR BUILDINGS
USING CONSTRUCTION PROFESSIONALS**

Recibido el 21 de junio de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

Civil construction is a sector of significant importance for economic and social development, but it is also one that has the greatest impacts on the environment. The application of sustainable solutions can minimize the consumption of natural resources such as water, energy, and materials. However, the application of sustainability concepts depends on the technical knowledge and value perception of construction professionals. Accordingly, this study diagnoses the technical knowledge of civil construction professionals in the southern region of Ceará from the standpoint of sustainable strategies and the requirements of the Performance Standard for Residential Housing (NBR 15575/2013) that are essential for sustainability improvements. The key results indicate that the professionals have little depth of knowledge related to sustainable solutions and no experience in terms of practical application to projects or work. Most of the interviewees recognize the importance of the performance standard for generating opportunities and adding value to the services provided; however, they highlight difficulties such as insufficient professional training and outdated undergraduate courses.

Keywords: *sustainable buildings, performance standards, professional training.*

¹ Departamento de Construção Civil. Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Regional do Cariri, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Construção Civil. Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Regional do Cariri. Av. Leão Sampaio, 107. Triângulo, Juazeiro do Norte - CE, CEP: 63.041-145. Brasil. Email: renatodeof@gmail.com

Resumo

A construção civil é um dos setores de grande importância para o desenvolvimento econômico e social, mas também um dos que gera os maiores impactos ambientais. A aplicação de soluções sustentáveis pode minimizar o consumo de recursos naturais como água, energia e materiais. Por outro lado, a aplicação dos conceitos de sustentabilidade depende do conhecimento técnico e da percepção de valor dos profissionais da construção civil. Nesse sentido, esse estudo faz um diagnóstico dos conhecimentos técnicos dos profissionais da construção civil, na região sul do Ceará, quanto as estratégias sustentáveis e dos requisitos da Norma de Desempenho para Habitações Residenciais (NBR 15575/2013) que são essenciais no fortalecimento da sustentabilidade. Os principais resultados indicaram que os profissionais conhecem com pouca profundidade as soluções sustentáveis e sem aplicações práticas em projeto e obras. A maioria dos entrevistados reconhecem a importância da norma de desempenho para geração de oportunidades e acréscimo de valor nos serviços prestados, mas destacam dificuldades como capacitação profissional e cursos de graduação desatualizados.

Palavras chave: edificações sustentáveis, norma de desempenho, capacitação profissional.

Introdução

A construção civil é um dos setores mais importantes para o desenvolvimento social e econômico. Por outro lado, é uma das atividades que mais consome recursos naturais, como energia e água. Esse fato leva a necessidade de se ampliar os conhecimentos e a orientar algumas reflexões, principalmente, no que tange a incorporação de novas tecnologias, métodos e da prática da sustentabilidade na construção civil (Gagnon; Leduc; Savard, 2012; Tormen et al., 2020).

Novas estratégias para garantir uma construção ecologicamente, socialmente e ambientalmente correta tem surgido. Exemplos recentes são os novos métodos construtivos, como os de construções industrializadas, materiais ecológicos com conteúdo reciclado e ferramentas como o BIM (Olawumi; Chan, 2018), que buscam por redução dos impactos causados ao meio ambiente e a sociedade, podendo assim, garantir edificações de alto desempenho ambiental no uso e na operação.

Edificações com alto desempenho ambiental que economizam recursos naturais, como água, energia e materiais, dependem de um planejamento adequado, projetos bem elaborados e do modelo de gestão integrativo (Yudelson, 2013). Esse modelo de gestão considera os conhecimentos técnicos de todos os profissionais, de forma colaborativa, desde a fase de planejamento da edificação. Por outro lado, um dos grandes desafios atuais é a obtenção de recursos humanos com conhecimento técnico das estratégias, metodologias e ferramentas que possibilite a aplicação prática do conceito de sustentabilidade na construção civil (CBCS, 2014).

Algumas das estratégias sustentáveis incluem; projeto arquitetônico bioclimático, uso de energias renováveis, eficiência energética e hídrica, reuso e aproveitamento de água da chuva, gestão dos resíduos sólidos, materiais ecológicos ou sustentáveis, entre outros. Além disso, no Brasil,

durante o seu uso as edificações precisam apresentar desempenho mínimo de segurança, conforto e durabilidade compatível com as especificações da NBR 15.575 (ABNT, 2013), conhecida como Norma de Desempenho. Geralmente, uma edificação sustentável apresenta desempenho ambiental superior aos requisitos mínimos da norma de desempenho.

Construções sustentáveis podem apresentar diferentes níveis de desempenho ambiental de acordo com as estratégias incorporadas e os impactos estimados na economia de recursos naturais, na redução da emissão de gases, como o dióxido de carbono, no conforto dos usuários ou ainda nos aspectos sociais considerados durante o projeto, execução e operação.

Existem diferentes certificações e selos que atestam os impactos positivos das construções sustentáveis. Uma das certificações muito conhecida é a LEED – *Leadership in Energy and Environmental Design* fornecida pelo *Green Building Council*. Outras certificações nacionais e bem conhecidas são o processo AQUA-HQE (2007), aplicado pela Fundação Vanzolini, e o Selo Azul (2008) da Caixa Econômica Federal.

Visando identificar os conhecimentos dos profissionais da construção civil das exigências da norma de desempenho NBR 15.575 (ABNT,2013) e das estratégias sustentáveis para edificações, foram realizadas duas entrevistas com diferentes profissionais atuantes no mercado regional. Os questionários tiveram como ênfase, principalmente, investigar a percepção e conhecimentos dos engenheiros, arquitetos e tecnólogos da construção civil quanto à importância da Norma de Desempenho e das estratégias sustentáveis que podem reduzir o consumo de recursos naturais, além de ampliar o desempenho ambiental de edificações.

Conhecer as estratégias sustentáveis para edificações e os impactos positivos para o usuário e o planeta pode facilitar sua aplicação. Nossa hipótese, neste estudo, é que o mercado ainda apresenta dificuldade de colocar a sustentabilidade em prática devido aos diferentes fatores, entre os quais, a falta de conhecimento técnico e o reconhecimento de sua importância pelos profissionais da indústria da construção civil.

Nesse sentido, este estudo tem como objetivo fazer um diagnóstico do conhecimento dos profissionais da construção civil quanto a norma de desempenho, das tecnologias e estratégias sustentáveis. Além disso, o trabalho busca identificar lacunas entre a formação técnica dos profissionais e as políticas públicas de fomento a sustentabilidade, especialmente no ambiente acadêmico.

Edificações de alto desempenho ambiental

A construção civil é um dos setores mais ineficientes quando se trata do uso de recursos, como água, energia e materiais. No Brasil, a construção, uso e a operação de edificações causam impactos que podem chegar a 21% no consumo de toda a água, 42% no consumo da energia

elétrica, 25% na emissão de gases de efeito estufa e 65% na geração de resíduos sólidos, em relação a sua totalidade (FEBRABAN, 2010).

Por outro lado, edificações sustentáveis são projetadas para apresentar alto desempenho ambiental podendo reduzir o consumo de água em 50% e energia de 24% a 50%. Além disso, estratégias adequadas poderão reduzir em até 70% a geração dos resíduos sólidos e 35% na emissão de dióxido de carbono (Kats; Braman; James. 2010; Turner & Frankel, 2008).

Para apresentar desempenho ambiental adequado, as edificações devem seguir vários princípios que consideram o contexto local e o seu entorno, planejamento integrativo, desenho bioclimático, eficiência energética e hídrica, uso racional de materiais e tecnologias inovadoras, entre outros. Além disso, um edifício sustentável deve atender as necessidades dos usuários e as normas e legislações nacionais e locais, a exemplo da norma de desempenho para habitações, NBR 15.575 (ABNT, 2013), que por sua vez faz referência a outras normas importantes.

Edificações sustentáveis apresentam qualidade ambiental interna superior as convencionais, devido, principalmente, as baixas concentrações de Compostos Orgânicos Voláteis (COV's), ausência ou redução de organismos patogênicos, como os fungos e bactérias, que podem causar danos à saúde dos usuários e conforto térmico e acústico adequados (GBC BRASIL, 2020).

O relatório do *World Green Building Council* (WGBC) apresentado pelo GBC Brasil (GBC BRASIL, 2020), mostra que os níveis de excelência em edifícios escolares quanto a qualidade do ar, iluminação, temperatura e acústica, por meio de melhorias sustentáveis, pode potencializar o aprendizado dos alunos. As principais conclusões do estudo citado mostraram que estudantes nos EUA aumentaram em até 36% na fluência da leitura oral quando expostos à luz de alta intensidade (Mott *et al.*, 2012), alunos em salas com conforto térmico adequado obtiveram 4% de acerto a mais em testes de matemática (Shamsul *et al.*, 2013) e para cada aumento de 10 decibéis no ruído as notas dos estudantes franceses diminuíram 5.5 pontos em língua e matemática (Pujol *et al.*, 2014).

Quanto aos custos, um estudo realizado por Macnaughton *et al.*, (2018) para os anos de 2000 a 2016 durante a operação de construções sustentáveis, com certificação LEED em seis países, incluindo o Brasil, mostrou economia de 6 bilhões de dólares apenas com os benefícios a saúde e o clima. Esse mesmo estudo mostrou que para cada centavo de dólar economizado com energia em edificações geram outros 0.77 centavos de dólar em benefícios com saúde e clima.

Embora os custos adicionais para as construções sustentáveis no Brasil sejam em média 5.1%, para incorporadoras experientes, e 10.5% para incorporadoras sem experiência a valorização do

imóvel em média é de 10% e a redução dos custos operacionais de 9%, tornando-se economicamente viável do ponto de vista financeiro e socio ambiental (Moulin Netto, 2010).

Algumas edificações sustentáveis podem ser autossuficientes em energia (Zero Energia) e água (Zero Água), também conhecidas como Net Zero. Uma edificação zero energia é capaz de gerar toda energia elétrica consumida através da redução da demanda (com técnicas de eficiência energética) e o suprimento por fontes renováveis de energia. As edificações que conseguem suprir toda a demanda de água com uso de técnicas de conservação e fontes alternativas de água, como a captação de água da chuva, equipamentos economizadores de água e tratamento total do esgoto são conhecidas por edificações zero água.

Norma de desempenho e as construções sustentáveis

A Norma de Desempenho para Habitações Residenciais vigente no Brasil NBR 15.575 (ABNT, 2013), especifica que o desempenho de uma edificação está ligado ao atendimento das necessidades humanas, podendo ser dividido nos seguintes requisitos: desempenho térmico e acústico, segurança estrutural, segurança contra incêndio, desempenho lumínico, dentre outros. Porém, o conceito de desempenho é bem mais simples do que sua aplicação efetiva.

Existem diversos fatores que influenciam na obtenção do desempenho das edificações que tem responsabilidades de diferentes agentes na cadeia produtiva, incluindo as incorporadoras, construtoras, projetistas, fornecedores e os próprios usuários e que devem desempenhar seu papel para que o objetivo de um bom desempenho seja alcançado.

A NBR 15575 trouxe de certa forma um peso maior para os profissionais da construção civil, pois exige uma maior responsabilidade por parte dos construtores visto que além de edificar eles devem acrescentar garantia e durabilidade ao produto final gerando impactos diretos aos profissionais que não estão preparados para construir de acordo com as exigências da norma de desempenho.

Embora a NBR 15575 tenha sido publicada apenas em 2013, em 2008 pesquisas como a de Borges, (2008) já evidenciava o impacto nas construtoras com a obrigatoriedade na concepção e execução dos seus serviços, tendo que especificar em projeto o nível de desempenho e vida útil da construção.

Da mesma forma que edificações sustentáveis, a aplicação da norma de desempenho exige um projeto bem elaborado e o uso de materiais adequados. Projetistas e construtores devem conhecer o desempenho dos sistemas que adotam para assim ter qualidade nas suas construções. Pressupõe-se que exista uma maior integração e diálogo entre projetistas, construtores e demais profissionais da construção civil (Flach *et al.*, 2017), gerando novos procedimentos e rotinas na

gestão de projetos, que são extremamente necessários para alcançar um bom desempenho dos sistemas construtivos que é uma referência regulatória no setor da construção civil (CBIC, 2013).

Construções sustentáveis pressupõe adequação as normas regulamentadoras. Dessa forma, toda construção para ser sustentável precisa atender a norma de desempenho, que por sua vez, faz referências a diversas outras normas de acordo com o sistema predial envolvido.

O setor demanda dos escritórios um maior esforço, exigindo mais capacitação e treinamentos de profissionais para implantação de sistemas de gestão capazes de garantir o atendimento a norma de desempenho (Bueno *et al.*, 2019). A SINAENCO (2015), em consulta a diferentes associações e especialistas do setor da construção civil, apresentou a necessidade de adaptações no setor com destaque para os impactos legais. Na construção civil o uso da norma de desempenho pode ser um impasse, pois é um dos mercados mais conservadores quando se trata de adaptação as novas metodologias (Costella *et al.*, 2017).

Do ponto de vista legal, a NBR 15.575 (ABNT, 2013) não possui poder de lei, porém tendo como base diversas leis, como a Lei 4.591/64 (Lei dos Condomínios e Incorporações), Lei nº8.078/90 (Código de Defesa do Consumidor) e Lei 10.406/02 (Código Civil Brasileiro), que exigem o cumprimento das normas vigentes, ela tem efeito obrigatório. Nesse sentido, a norma de desempenho fortalece o conceito de sustentabilidade na construção civil por criar exigências legais que obrigam os profissionais a compartilharem responsabilidades sobre a qualidade mínima das edificações que normalmente são características das construções sustentáveis.

Metodologia

Para identificar o conhecimento dos profissionais sobre o conceito de sustentabilidade na construção civil, foram elaborados formulários com destaque para as estratégias sustentáveis (tabela 1) e as exigências da norma de desempenho (tabela 2). Os formulários foram disponibilizados na plataforma Google Formulários© para acesso pela internet em períodos distintos dos anos de 2019 e 2020. Os entrevistados foram 187 profissionais da construção civil incluindo, engenheiros (civil e de segurança do trabalho), arquitetos e tecnólogos da construção civil.

O questionário específico sobre o conhecimento das estratégias sustentáveis (tabela 1) recebeu contribuições de 126 profissionais participantes do Programa de Pós-graduação em Gerenciamento da Construção Civil vinculados ao departamento de construção civil da Universidade Regional do Cariri (URCA). O questionário sobre o nível de conhecimento da norma de desempenho para edificações habitacionais, NBR 15575 (ABNT, 2013) vigente no Brasil (tabela 2), recebeu contribuições de 61 profissionais da construção civil, sendo engenheiros civis (58.3%) e tecnólogos da construção civil (28.3%).

Tabela 1. Perguntas feitas aos profissionais da construção civil quanto ao conhecimento das estratégias sustentáveis.

1. Quais das estratégias ou soluções indicadas abaixo você conhece?	Não conheço	Conheço pouco	Conheço pouco	Conheço muito	Utilizo constantemente em projetos
Arquitetura bioclimática	()	()	()	()	()
Energia solar (fotovoltaica ou para aquecimento de água)	()	()	()	()	()
Aproveitamento de água da chuva	()	()	()	()	()
Reuso de águas cinzas	()	()	()	()	()
Equipamentos poupadores de água	()	()	()	()	()
Telhados verdes	()	()	()	()	()
Materiais ecológicos	()	()	()	()	()
Gestão dos resíduos sólidos da construção e demolição	()	()	()	()	()
2. Você conhece ou ouviu falar das certificações ambientais para edificações (ex. LEED, AQUA, PROCEL EDIFICA, etc) ?				() Sim	() Não
3. Na sua opinião quais as principais barreiras para implementação de soluções mais sustentáveis em edificações?					
() Falta de incentivos financeiros e linhas de financiamento					
() Falta de incentivos financeiros e linhas de financiamento					
() Falta de tecnologias apropriadas e de baixo custo					
() Falta de legislação, regulamentação e certificação					
() Outro (especifique):					
4 Qual sua percepção em relação aos acréscimos de custos de uma obra com substituição adequada de soluções tradicionais por sustentáveis?	() 0 a 5%	() 5 a 10%	() 10 a 20%	() 20 a 30%	() > 30%

As estratégias ou soluções sustentáveis que foram questionadas quanto ao nível de conhecimento (tabela 1) foram; arquitetura bioclimática, energia solar (fotovoltaica ou para aquecimento de água), aproveitamento de água da chuva, reuso de águas cinzas, equipamentos poupadores de água, telhados verdes, materiais ecológicos e gestão dos resíduos sólidos da construção e demolição. Além disso, foi verificado o conhecimento dos profissionais sobre as certificações ambientais para edificações, os principais desafios e barreiras na implementação das soluções sustentáveis e a percepção dos custos. O ano de formação da maioria dos profissionais (67.8%) foi dos últimos quatro anos (2017-2020), principalmente em 2019 (30.5%).

Tabela 2. Entrevista realizada com os profissionais da construção civil quanto ao conhecimento dos requisitos da norma de desempenho e seus impactos.

1. Qual sua profissão?	<input type="checkbox"/> Engenheiro(a) Civil	<input type="checkbox"/> Arquiteto(a)	<input type="checkbox"/> Tecnólogo da construção civil	<input type="checkbox"/> Corretor de imóveis	<input type="checkbox"/> Outr o
2. Qual o ano que se formou?					
3. Você conhece ou já ouviu falar sobre a NBR 15.575 "Norma de Desempenho" ?	<input type="checkbox"/> Não conheço	<input type="checkbox"/> Conheço pouco	<input type="checkbox"/> Conheço razoavelmente	<input type="checkbox"/> Conheço muito	<input type="checkbox"/> Outr o
4. Na sua opinião a NBR 15575 é importante no projeto e construção de edificações?	<input type="checkbox"/> Muito importante	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Pouco importante	<input type="checkbox"/> Não conheço	<input type="checkbox"/> Outr o
5. Ao fazer um projeto ou na execução de edificações você considera a vida útil da construção e o seu conforto?	<input type="checkbox"/> Sempre	<input type="checkbox"/> Frequentement e	<input type="checkbox"/> As vezes	<input type="checkbox"/> Nunca	
6. Você considera a aplicação dessa norma um avanço no setor da construção civil?	<input type="checkbox"/> Muito importante	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Pouco importante	<input type="checkbox"/> Outro	
7. Quanto aos requisitos da NBR 15575 você considera:	<input type="checkbox"/> Muito importante	<input type="checkbox"/> Parcialmente importante	<input type="checkbox"/> Pouco importante		
8. Você acredita que a implantação da Norma de desempenho cria oportunidades para os profissionais da construção civil?	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Outro	
9. Você considera que os serviços prestados por você ou empresa que trabalha agregaria valor se atendesse aos requisitos mínimos da norma?	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Outro	
10. Você enquanto profissional da construção civil, se sente preparado (a) para construir visando cumprir os requisitos mínimos de Segurança, Sustentabilidade, Habitabilidade, desempenho térmico, acústico e lumínico, funcionalidade e acessibilidade, conforto tátil e antropodinâmico?	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Outro	
11. Você acha que a grade curricular dos cursos de graduação da área de construção civil está atualizada e representa as demandas do mercado?	<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Talvez	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Outro	

Resultados e discussão

Percepção e conhecimento das estratégias sustentáveis para construção civil

Com os resultados obtidos em uma das entrevistas, foi possível fazer um diagnóstico dos conhecimentos das estratégias sustentáveis (figura 1).

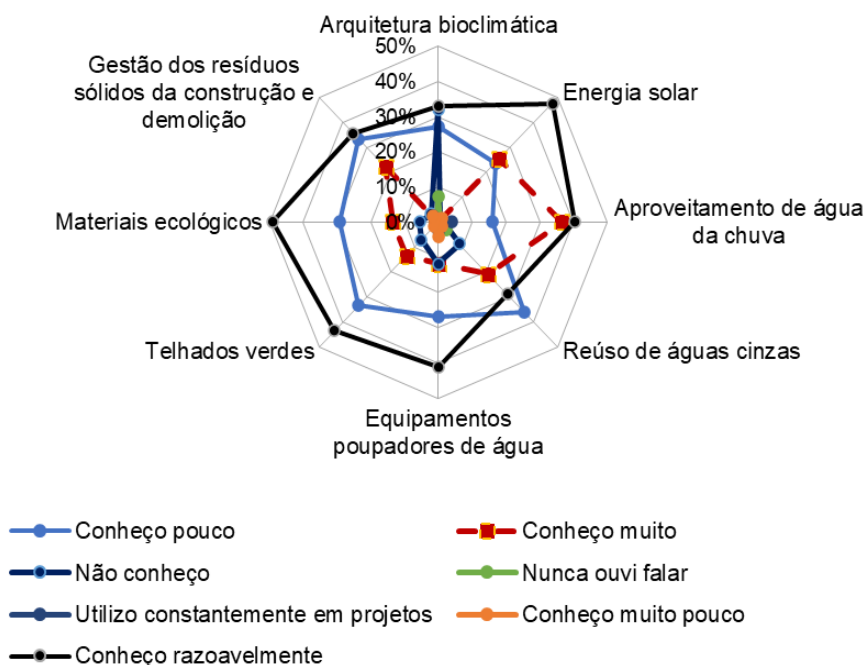


Figura 1. Percentual de autodeclaração dos profissionais sobre o conhecimento das estratégias ou soluções sustentáveis.

Como mostrado na figura 1 a resposta “conheço razoavelmente” é predominante em todas as estratégias sustentáveis, com redução do percentual em reúso de águas cinzas. Embora a energia solar e os materiais ecológicos sejam as soluções sustentáveis que os entrevistados mais afirmaram conhecer razoavelmente, o percentual de entrevistado não ultrapassou de 50%. Particularmente para os materiais ecológicos, no Brasil ainda existem poucos materiais com a documentação adequada atestando sua sustentabilidade através da análise do ciclo de vida ou selos ambientais (CBCS, 2020).

A arquitetura bioclimática é uma das estratégias em que a maioria dos entrevistados (32%) afirmaram não conhecer. Por outro lado, cerca de 40% dos entrevistados indicaram conhecer muito a estratégia aproveitamento de água da chuva.

Embora o maior percentual de profissionais indique que possui conhecimento razoavelmente sobre as estratégias sustentáveis, a resposta “conheço pouco” foi a segunda resposta mais indicada pelos entrevistados. Os profissionais que responderam ter conhecimento aprofundado (conheço muito) somam 37% no aproveitamento de água da chuva, 25% em energia solar, 22% na gestão dos resíduos sólidos da construção e demolição, 13% para telhados verdes e 21% em reuso de águas cinzas.

As respostas “nunca ouvi falar” e “conheço muito pouco” praticamente não apareceram nos percentuais, indicando que os profissionais embora não dominem parcialmente ou totalmente as estratégias, sabem que elas existem. Destacamos que os profissionais entrevistados são egressos de cursos posteriores aos anos de 2017 o que pode facilitar no contato com temas sobre sustentabilidade discutidos apenas mais recentemente pela sociedade.

O uso constante das estratégias sustentáveis em projetos obteve percentual muito baixo, com apenas 4% em aproveitamento de água da chuva e menos de 2% em outras estratégias. Esse resultado sugere que embora os profissionais conheçam as estratégias, sua aplicação ainda não é comum.

Quanto às certificações ambientais de empreendimentos como LEED, AQUA e PROCEL EDIFICA, a maioria dos entrevistados (62%) responderam conhecer as certificações verdes e 38% não reconhecem essa prática nas edificações.

Quanto as barreiras para implementação de soluções mais sustentáveis em edificações, 33% relataram falta de conhecimento técnico, 32% afirmaram ter falta incentivos financeiros e linhas de financiamento e 23% indicaram ausência de tecnologias apropriadas e de baixo custo. Outros 12% dos profissionais responderam que falta legislação, regulamentação e certificação adequada. Esses últimos resultados corroboram com o estudo realizado pelo Conselho Brasileiro de Construção Sustentável (CBCS, 2020), em escala nacional, com 381 profissionais do setor de construção sustentável que indicaram falta incentivos por parte do governo, necessidades de capacitação profissional e ausências de ferramentas apropriadas nas áreas de água, energia e materiais.

Os custos adicionais em edificações sustentáveis e de alto desempenho é um ponto importante no fortalecimento do tripé da sustentabilidade. O percentual das respostas sobre custos adicionais está na tabela 3. A percepção dos profissionais quanto aos custos de obras com substituição de soluções tradicionais por sustentáveis foi, em sua maioria (65%) próximo ao valor real médio praticado no mercado nacional citado por Moulin Netto (2010) que é de 5.1% a 10.5%. Assim, 44% declararam que os custos aumentam de 5% a 10%, 21% acredita que os custos aumentam entre 10% a 20% e 16% dos entrevistados responderam que os custos podem ficar entre 20 a 30%. Porém 11% avalia que teria um aumento mínimo de 0 a 5% nos custos e somente 8% considera custos maiores a 30%.

Tabela 3. Percentual de resposta dos profissionais sobre os custos adicionais de uma edificação sustentável.

Estimativa dos custos adicionais na obra	Percentual de respostas
0 a 5%	11%
5 a 10%	44%
10 a 20%	21%
20 a 30%	16%
Maior que 30%	8%

Percepção de valor e dos impactos da NBR 15575/2013

A figura 2 mostra as respostas sobre o nível de conhecimento mínimo a respeito da norma de desempenho. As respostas indicaram que 43% dos profissionais questionados, conhecem razoavelmente a norma de desempenho, 36% conhecem pouco e 16% não conhecem. Apenas uma pequena minoria, cerca de 5% (03 profissionais) afirmou ter um bom conhecimento da NBR 15575/2013. Dessa forma, embora a maioria (84%) ter declarado que conhecem pouco, razoavelmente ou muito, 16% se declaram não conhecer.

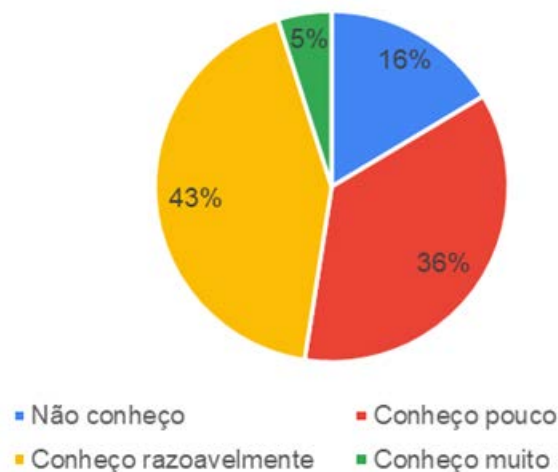


Figura 2. Nível de conhecimento dos profissionais entrevistados quanto a NBR 15575/2013.

Ainda foi possível verificar que 80% dos entrevistados consideram que a aplicação da norma de desempenho é “muito importante” no projeto e na construção de edificações (figura 3), outros 74% afirmaram que a mesma representa um avanço muito importante para o setor da construção civil e os que conhecem os requisitos consideram muito importantes para projetos e construções (85%).

Quanto a percepção de valor e dos impactos da NBR 15575 (ABNT, 2013), 90% dos profissionais acreditam que a utilização da norma agrega valor aos serviços prestados por eles e/ou pelas empresas e 80% consideram que o cumprimento correto dos requisitos traria mais oportunidades. Embora apenas 44% dos entrevistados se sintam realmente capacitados para executar as obras em acordo com os requisitos da norma de desempenho, evidenciando a falta de capacitação técnica no setor.



Figura 3. Reconhecimento da importância da norma de desempenho.

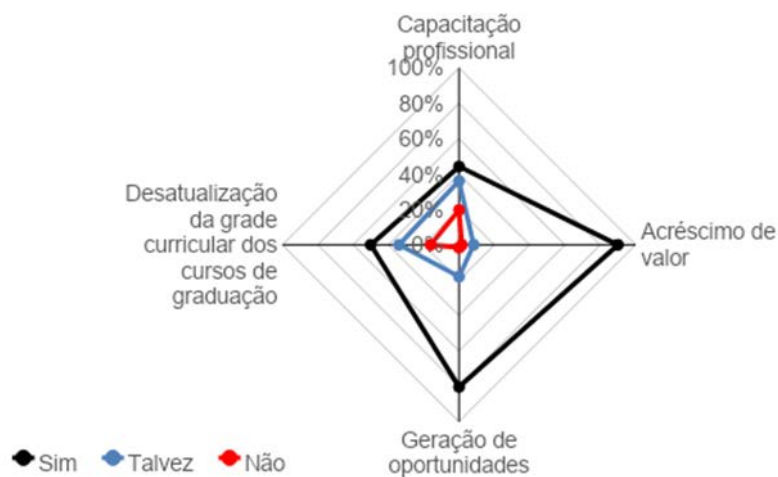


Figura 4. Percepção de valor e dos impactos da NBR 15.575/2013.

A ausência de capacidade profissional para colocar em práticas os conceitos e requisitos da NBR 15575 (ABNT, 2013) é também evidenciada no relato de 46% dos entrevistados que consideram a grade curricular dos cursos de graduação da área de construção civil desatualizadas.

Os resultados apresentados indicam o reconhecimento dos profissionais quanto sua capacidade técnica para a prática da sustentabilidade. Além disso, este estudo evidenciou a carência de outros estudos que relaciona a capacidade técnica dos profissionais da construção civil com a prática da sustentabilidade, sugerindo uma lacuna entre as demandas do mercado atual, que busca eficiência nos processos construtivos e preservação ambiental, com a formação técnica no ambiente acadêmico.

Conclusão

O presente estudo abordou a necessidade dos conhecimentos técnicos, dos profissionais da construção civil, das estratégias sustentáveis e dos requisitos da Norma de Desempenho para Habitações Residenciais, NBR 15.575 (ABNT, 2013) que está vigente no Brasil, como um pré-requisito para aplicação do conceito da sustentabilidade na construção civil.

Os principais resultados apontam que os profissionais conhecem a maioria das soluções sustentáveis, mas apresentam conhecimentos limitados e sem aplicações práticas em projeto e obras. Dessa forma, dos 126 profissionais entrevistados em uma das amostras, 40% a 50% declararam conhecer razoavelmente estratégias sustentáveis como, energia solar, aproveitamento de água da chuva, equipamentos economizadores de água, telhados verdes, materiais ecológicos, gestão de resíduos sólidos e arquitetura bioclimática. Por outro lado, o reuso de águas cinzas foi declarada como pouco conhecido pela maioria dos entrevistados. Estes resultados sugerem limitações na adoção de estratégias sustentáveis na indústria da construção civil, uma vez que são os profissionais desse setor que deveriam sugerir e justificar indicando as diferentes vantagens da sustentabilidade para o indivíduo e para o planeta.

As três soluções sustentáveis que os profissionais declararam conhecer com maior profundidade foi o aproveitamento de água da chuva (37%), energia solar (25%) e gestão de resíduos sólidos da construção e demolição (22%). Os dados revelaram diferentes barreiras para implementação da sustentabilidade na construção civil com destaque para a falta de conhecimento técnico (33%) e falta de incentivos financeiros ou linhas de financiamentos (32%).

A percepção da maioria dos profissionais quanto aos custos adicionais de uma obra sustentável foi convergente com o valor real médio praticado no mercado nacional, que é de 5.1% a 10.5% e que foi sugerido por 65% dos entrevistados que citaram acréscimos de 5% a 20%. Embora exista a percepção de custos adicionais, os profissionais reconhecem a importância e os impactos da

sustentabilidade e da norma de desempenho em edificações. Em regiões semiáridas, onde existe um desequilíbrio entre a demanda e a oferta de água, estratégias de conservação da água em edificações, como captação de água da chuva e reúso de águas cinzas, são muito importantes. No entanto, o reúso de água é uma das estratégias que a maioria dos profissionais declarou conhecer pouco.

Quanto a percepção de valor e dos impactos da Norma de Desempenho para Edificações Habitacionais NBR 15575 (ABNT, 2013), 16% dos profissionais da construção civil, a maioria (67,8%) formados nos últimos quatro anos, afirmaram não conhecer e apenas 5% afirmaram conhecer com profundidade. Os entrevistados, reconhecem a importância da NBR 15575/2013 para obter avanços no setor (74%) e para elaboração e construção de obras com qualidade (80%).

O estudo revelou que 90% dos entrevistados afirmaram que a NBR 15575 (ABNT, 2013) agrega valor ao mercado e 80% afirmaram que geram novas oportunidades. Algumas das barreiras identificadas por 44% dos entrevistados foi a falta de capacitação profissional, decorrente principalmente de currículos desatualizados nos cursos de graduação da área de construção civil. Os últimos resultados apontam para a necessidade de atualização do projeto político pedagógico dos cursos de graduação relacionados a indústria da construção civil e evidencia um distanciamento entre as demandas de mercado e o ambiente acadêmico.

Agradecimentos

Agradecemos ao Curso de Pós-graduação em Gerenciamento da Construção Civil do Departamento de Construção Civil da Universidade Regional do Cariri por facilitar o acesso as entrevistas e ao Laboratório Integrado de Recursos Hídricos e Construções Sustentáveis (LIRC) pela infraestrutura fornecida.

Referências bibliográficas

- ABNT-NBR, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2013) *Desempenho de edificações habitacionais ABNT NBR 15575/2013*. Acesso em 11 junho de 2020, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/curs.aspx?ID=157>
- Borges, C. A. De M. (2008) *O conceito de desempenho de edificações e a sua importância para o setor da construção civil no Brasil*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Construção Civil e Urbana)-São Paulo: Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 263 pp
- Bueno, G. M., Stumpf Gonzalez. M. A., Tutikian, B. F., Ferreira. J. S. (2019) *Verificação Das Condições Acústicas De Habitação De Interesse Social De Acordo Com A Norma Brasileira Nbr 15575*. *Rev. AIDIS ing. cienc. ambient.*, **12**(1), 30-51, disponível em: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.1.60851>
- CBCS, Conselho Brasileiro de Construção Sustentável (2014) *Aspectos da Construção Sustentável no Brasil*. Acesso em 10 de junho de 2020, disponível em: <http://www.cbcs.org.br/website/aspectos-construcao-sustentavel/show.asp?ppgCode=31E2524C-905E-4FC0-B784-118693813AC4>

- CBCS, Conselho Brasileiro de Construção Sustentável (2020) *Aspectos da Construção Sustentável no Brasil e promoção de Políticas Públicas*. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: http://www.cbcs.org.br/_5dotSystem/userFiles/MMA-Pnuma/Aspectos%20da%20Construcao%20Sustentavel%20no%20Brasil%20e%20Promocao%20de%20Politicass%20Publicas%20-%20Resultados%20da%20Pesquisa%20Virtual.pdf
- CBIC, Câmara Brasileira da Indústria da Construção (2013) *Desempenho de edificações habitacionais: guia orientativo para atendimento à norma ABNT NBR 15575/2013*, 2. ed. Brasília: Câmara Brasileira da Indústria da Construção.
- Costella, M. F., Carubim K., Pagliari, C. S., Souza, N. S. (2017) Avaliação da aplicação da norma de desempenho: estudo de caso em cinco empreendimentos. *Revista de Engenharia Civil IMED*, **4**(2), 55–74. Acesso em 10 de junho de 2020, disponível em: <https://seer.imed.edu.br/index.php/revistaec/article/view/2256>
- Febraban, Federação Brasileira de Bancos (2017) *Construção Sustentável 17º Café com Sustentabilidade*. Acesso em 10 de junho de 2020, disponível em: <https://cafecom sustentabilidade.febraban.org.br/pdfs/cafecom sustentabilidade-0017.pdf>
- Flach, F., Pires, J. R., González, M. A. G., Kern, A. P. (2017) Investigação da importância dada pelos profissionais da região metropolitana de porto alegre, brasil para o desempenho ambiental em seus projetos. *Revista AIDIS De Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **10**(1), 1-17. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: <http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/53870>
- Gagnon, B., Leduc, R, Savard, L. (2012) From a conventional to a sustainable engineering design process: different shades of sustainability. *Journal of Engineering Design*, **23**(1), 49–74. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09544828.2010.516246>
- GBC Brasil, Green Building Council Brasil (2020) *Novo estudo mostra impacto positivo da sustentabilidade em escolas no desempenho dos alunos*. Acesso em 11 de junho de 2020, disponível em: <https://www.gbcbrasil.org.br/novo-estudo-mostra-impacto-positivo-da-sustentabilidade-em-escolas-no-desempenho-dos-alunos/>
- Kats, G. Braman, J., James, M. (2010) *Tornando nosso ambiente construído mais sustentável*. Washington: Island Press. Translated from English by SecoviSP: São Paulo.
- Lei nº 10.460. (2002) *Código Civil Brasileiro*. Diário Oficial da União, Brasília, DF Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/L10406compilada.htm
- Lei nº 4.591. (1964) *Dispõe sobre o condomínio em edificações e as incorporações imobiliárias*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Retificado em 29 de agosto de 1962. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4591.htm
- Lei nº 8.078. (1990) *Código de Defesa do Consumidor*. Diário Oficial da União, Brasília, DF. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8078compilado.htm
- MacNaughton P., Cao X., Buonocore J., Cedeno-Laurent J., Spengler J., Bernstein A., Allen J. (2018) Energy savings, emission reductions, and health co-benefits of the green building movement. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, **28**(4), 307–318. Acesso em 9 de junho de 2020, disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41370-017-0014-9>
- Mott M. S., Robinson D. H., Walden A., Burnette J., Rutherford A., S. (2012) *Illuminating the Effects of Dynamic Lighting on Student Learning*, SAGE Open, **2** (2), 2158244012445585. Acesso em 9 de junho de 2020, disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/2158244012445585>
- Moulin Netto. J. (2010) *Tornando nosso ambiente construído mais sustentável: custos, benefícios e estratégias*. Introdução para a edição brasileira, Island Press.
- Olawumi, T. O., Chan, D. W., M. (2018) scientometric review of global research on sustainability and sustainable development. *Journal of Cleaner Production*, **183**, 231–250. Acesso em 6 de novembro de 2020, disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095965261830475X>

- Pujol S., Levain J.P., Houot H., Petit R., Berthillier M., Defrance J., Lardies J., Masselot C., Mauny F. (2014) Association between ambient noise exposure and school performance of children living in an urban area: a cross-sectional population-based study, *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine*, **91**(2), 256–271. Acesso em 9 de junho de 2020, disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3978148/>
- Shamsul, B. M. T., Sai. C. C., NG. Y. G., Kamegan. K. (2013) Effects of Light's Colour Temperatures on Visual Comfort Level, Task Performances, and Alertness among Students. *American Journal of Public Health Research*, **1**(7),159–165. Acesso em 11 junho de 2020, disponível em: <http://pubs.sciepub.com/ajphr/1/7/3/index.html>
- SINAENCO, Sindicato Nacional das Empresas de Arquitetura e Engenharia Consultiva (2015) *Os impactos da Norma de Desempenho no Setor da Arquitetura e Engenharia Consultiva*. Acesso em 10 de junho de 2020, disponível em: <https://sinaenco.com.br/wp-content/uploads/2016/08/OsImpactosdaNormadeDesempenho.pdf>
- Tormen, A. F., Muliterno, B. K., Kripka, M., Ferrazzo, S. T., korf, E. P. (2020) Estudos sobre alternativas de projeto para a minimização do impacto ambiental de edifícios em concreto armado. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **13**(1), 153–171. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.1.63329>
- Turner. C. & Frankel. M. (2008) *Energy performance of LEED for New Construction buildings: Final report*. Yudelson, J, (2013) Projeto Integrado e Construções Sustentáveis. Tradução: Alexandre Salvaterra. Edição: 1 ed.Bookman.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

DESCARTE DE ESMALTES DE UNHA REALIZADO POR MANICURES NA REGIÃO METROPOLITANA DE BELÉM, PARÁ

* Ágata Maise de Jesus Caldas ¹
Altem Nascimento Pontes ²

DISPOSAL OF NAIL ENAMELS CARRIED OUT BY MANICURES IN THE METROPOLITAN REGION OF BELÉM, PARÁ

Recibido el 30 de junio de 2020. Aceptado el 6 de mayo de 2021

Abstract

Nail polishes from the manicure service offered in beauty salons have an impact on the environment caused their chemical composition and Irregular Disposal (ID). The objective of this study was to identify the form of discarded of nail polish made by manicure in the Metropolitan Region of Belém (MRB), state of Pará. The character of this research was bibliographic, exploratory and descriptive. A study area composed of five of the seven municipalities that make up the MRB: Ananindeua, Belém, Benevides, Marituba and Santa Izabel of Pará. A sample of 58 manicurists. A data collection carried out in May to June 2020, was applied a virtual questionnaire with nine open and closed questions, using information about the manicure's workplace, the process of acquiring and discarding nail polish, among others. For data analysis, descriptive statistics were used for determination, frequencies and graphs. The results indicate that manicurists provide their services in the homes of customers, the criteria to purchase the nail polishes are the taste of customers, trends and brands. The enamel disposal is carried out with Household Solid Waste (HSW), and in most cases, the are enamel on the packaging. The HSW are destined to landfills, they do not undergo any type of treatment, segregation and identification. In terms of chemical composition, there is a need to mitigate environmental impacts caused by the enamel ID, being one of the ways of the industry of sustainable enamels - free enamels 9.

Keywords: cosmetics industry, solid waste, health service.

¹ Centro de Ciências Naturais e Tecnologia, Universidade do Estado do Pará, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado do Pará. Universidade Federal do Pará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Universidade do Estado do Pará, Centro de Ciências Naturais e Tecnologia – Campus V. Travessa Dr. Enéas Pinheiro, 2626, Belém, Pará. 66095-015. Brasil. Email: agatamaise2@gmail.com

Resumo

Os esmaltes de unha utilizados no serviço de manicure nos salões de beleza causam impactos ao meio ambiente pela sua composição química e Descarte Irregular (DI). O objetivo deste estudo foi identificar de que forma as manicures descartam os esmaltes na Região Metropolitana de Belém (RMB), estado do Pará. O caráter desta pesquisa foi bibliográfico, exploratório e descritivo. A área de estudo consistiu de cinco dos sete municípios componentes da RMB, a saber: Ananindeua, Belém, Benevides, Marituba, e Santa Izabel do Pará. A amostra consistiu de 58 manicures. A coleta de dados foi realizada de maio a junho de 2020, nesta foi aplicado um questionário virtual com nove perguntas abertas e fechadas destinadas a levantar informações sobre local de trabalho das manicures, processo de aquisição e descarte dos esmaltes, entre outros. Para análise de dados empregou-se estatística descritiva para determinação, frequências e elaboração de gráficos. Os resultados indicaram que as manicures prestam seus serviços nas casas das clientes, os esmaltes de unha são adquiridos levando-se em consideração o gosto das clientes, tendências e marcas. O descarte de esmaltes é realizado juntamente com os Resíduos Sólidos Domésticos (RSD), e na maioria das vezes, contém esmalte na embalagem. Os RSD têm como destino o aterro sanitário, não passando por nenhum tipo de tratamento, segregação e identificação. Em termos de composição química, há a necessidade de mitigação de impactos ambientais causados pelo DI dos esmaltes de unha, sendo um dos caminhos da indústria a produção de esmaltes sustentáveis – os chamados esmaltes *9 free*.

Palavras chave: indústria de cosméticos, resíduos sólidos, serviço de saúde.

Introdução

O crescimento do mercado de salões de beleza para a economia brasileira contribui para a geração de emprego e renda, porém existe preocupação em relação aos resíduos sólidos que podem causar poluição e são lançados em elevada quantidade no meio ambiente sem nenhum tratamento (Chiaramonte; Calheiro, 2016). É notório que muitos salões não possuem a percepção das consequências do descarte inadequado das embalagens de esmalte de unha, resíduos produzidos na execução dos serviços de manicure oferecidos nos estabelecimentos e que têm composição química que pode causar danos ao meio ambiente (Ferreira *et al.*, 2016).

De acordo com a câmara técnica de cosméticos da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), em Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) Nº 211 de 2005, os cosméticos são substâncias, misturas ou formulações usadas para melhorar ou proteger a aparência do corpo humano. No Brasil são tratados dentro de uma ampla classe denominada produtos para higiene e cuidado pessoal, constituídos por substâncias naturais ou sintéticas para uso externo em diversas partes do corpo, como nas unhas, para alterar sua aparência (Lima *et al.*, 2019). Segundo a Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (ABIHPEC), 2017, o Brasil é o terceiro maior mercado de beleza, atrás apenas dos Estados Unidos e Japão.

O esmalte de unha é um cosmético presente no cotidiano das pessoas, entretanto, poucas tomam conhecimento da composição deste produto, ou seja, dos seus componentes químicos e os impactos que podem causar no meio ambiente (Silva; Bierhalz, 2017). Para esses autores, dentre seus

componentes estão: nitrocelulose, responsável pela aderência do produto às unhas; solventes; plastificantes, que mantêm o esmalte flexível; resinas, responsáveis pela formação de uma película secundária; e corantes, que proporcionam coloração ao esmalte. A composição dos esmaltes de unha consiste ainda em substâncias como agentes tixotrópicos, minerais e pigmentos sintéticos, e agentes naturais para proporcionar cor e brilho, podendo conter metais pesados (Porto *et al.*, 2018).

Para Cunha *et al.* (2017), levando-se em consideração a embalagem dos esmaltes, estes podem ser compostos por polímeros, que correspondem à tampa da embalagem e o nylon das cerdas; vidro, que condiciona o esmalte que será utilizado; e esmalte residual, composto por químicos tóxicos, como o tolueno, xileno, formaldeído, cromo, níquel e cobalto. O fato de as embalagens de cosméticos serem geralmente feitas de plástico, ou seja, materiais poliméricos apresentam benefício favorável quando se trata do custo do produto, porém, por ser um material de difícil decomposição, é um grande problema ambiental (Espindola; Silva; Müller, 2019).

Com o crescimento da indústria de cosméticos foram inseridas substâncias mais rentáveis para reduzir o preço do produto final, principalmente derivadas do petróleo, sendo tóxicas e corrosivas e assim causam impactos em toda cadeia produtiva dos cosméticos, desde a extração de matérias-primas até o descarte da embalagem (Souza; Dusek; Avelar, 2019). Segundo o Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (SEBRAE), é obrigação legal a gestão ambientalmente correta de resíduos dos estabelecimentos estéticos, pois os componentes dos produtos utilizados nestes locais podem contaminar o solo e o lençol freático caso sejam destinados ao aterro sanitário juntamente com o resíduo doméstico comum (SEBRAE, 2016).

A Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) 10.004/2004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), classifica os resíduos sólidos quanto à sua periculosidade, determinada pela característica do resíduo, que em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas podem apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente, separando-os em Classe I – Perigosos e Classe II – Não perigosos. Segundo a RDC Nº 222/2018 da ANVISA, a qual regulamenta as boas práticas de gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde (RSS), são considerados geradores de RSS todos os serviços cujas atividades estejam relacionadas à saúde humana como, entre outros, os salões de beleza e estética, onde se encontram resíduos com características física e biológica que precisam de destinação ambientalmente adequada (ANVISA, 2018). A NBR 12.810/1993 da ABNT fixa os procedimentos necessários para a coleta interna e externa dos RSS, sob condições de higiene e segurança (Ferreira *et al.*, 2016).

A Lei 12.305 de 2010, que instituiu a política nacional de resíduos sólidos, dispõe sobre os princípios, objetivos e instrumentos para a gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010). Esta legislação obriga as empresas geradoras

de embalagem de qualquer tipo a implementar a logística reversa, um instrumento caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilização da coleta de resíduos sólidos, do seu retorno ao setor produtivo para serem reaproveitados ou serem destinados corretamente (Moreira; Guarnieri, 2016).

Existem fórmulas de esmaltes isentas de ingredientes tóxicos em sua composição, sendo que a quantidade desses ingredientes é indicada no início do nome dado à fórmula, podendo ser de 3 a 9-*free*, e além desses ingredientes sintéticos são utilizados ingredientes de origem animal por algumas marcas (Stables, 2019). Esses componentes são formaldeído, tolueno, dibutilftalato, resina de formaldeído, cânfora, etil tosilamida, xileno, parabenos, acetona, fosfato de trifenilo, hidroperóxido de terc-butil e glúten, sendo que alguns desses ingredientes se tornam prejudiciais apenas em altas concentrações ou quando os produtos não são usados conforme as instruções (Chan, 2019).

A profissão de manicure também abrange a de pedicure, serviços que são cada vez mais procurados por causa da busca pela beleza, sendo que as manicures brasileiras são reconhecidas como as melhores do mundo, devido à prática de trabalho desenvolvida no Brasil. Esta profissão vem adquirindo crescente importância no setor de beleza, pois contribui fortemente para alavancar o mercado da estética do país (Gallon *et al.*, 2016). Desta forma, o objetivo deste estudo foi identificar de que forma o descarte de esmaltes de unha ocorre por parte de manicures na região metropolitana de Belém, Pará.

Metodologia

Esta pesquisa tem abordagem exploratória, pois busca obter-se mais conhecimento sobre a forma como as manicures da Região Metropolitana de Belém (RMB) procedem com os resíduos de esmaltes de unha, bem como caráter descritivo pois há coleta, análise e interpretação de dados. Inicialmente, foi realizada uma pesquisa bibliográfica para saber o estado da arte sobre os resíduos de serviços de saúde, esmalte de unha e estudos acerca deste assunto.

Esta pesquisa foi realizada de forma virtual, no período de maio a junho de 2020, com uma amostra de 58 manicures que atuam na RMB, composta por sete municípios: Ananindeua, Belém, Benevides, Castanhal, Marituba, Santa Bárbara do Pará e Santa Izabel do Pará. Os municípios utilizados neste estudo foram Ananindeua, Belém, Benevides, Marituba, e Santa Izabel do Pará, pois foram os mais frequentes nos resultados da pesquisa para seleção de manicures (ver Figura 1).

Foi elaborado um questionário técnico composto por três perguntas abertas e seis perguntas fechadas de múltipla escolha, registradas na plataforma *online Google Forms* onde é possível enviar um *link* com as perguntas para os respondentes. As perguntas visavam descobrir acerca dos locais onde manicures prestam seus serviços, aquisição e descarte dos esmaltes de unha.

Quanto à primeira, as perguntas eram relacionadas aos critérios de escolha e a quantidade dos esmaltes de unha; quanto à segunda, foram perguntados quantos e quais são os motivos do descarte. Por fim, foi perguntada de quais partes da embalagem do esmalte de unha a possibilidade da reciclagem é conhecida. Foi considerado esmalte de unha o líquido utilizado para pintar as unhas, e a embalagem do esmalte de unha – vidro, tampa e pincel.

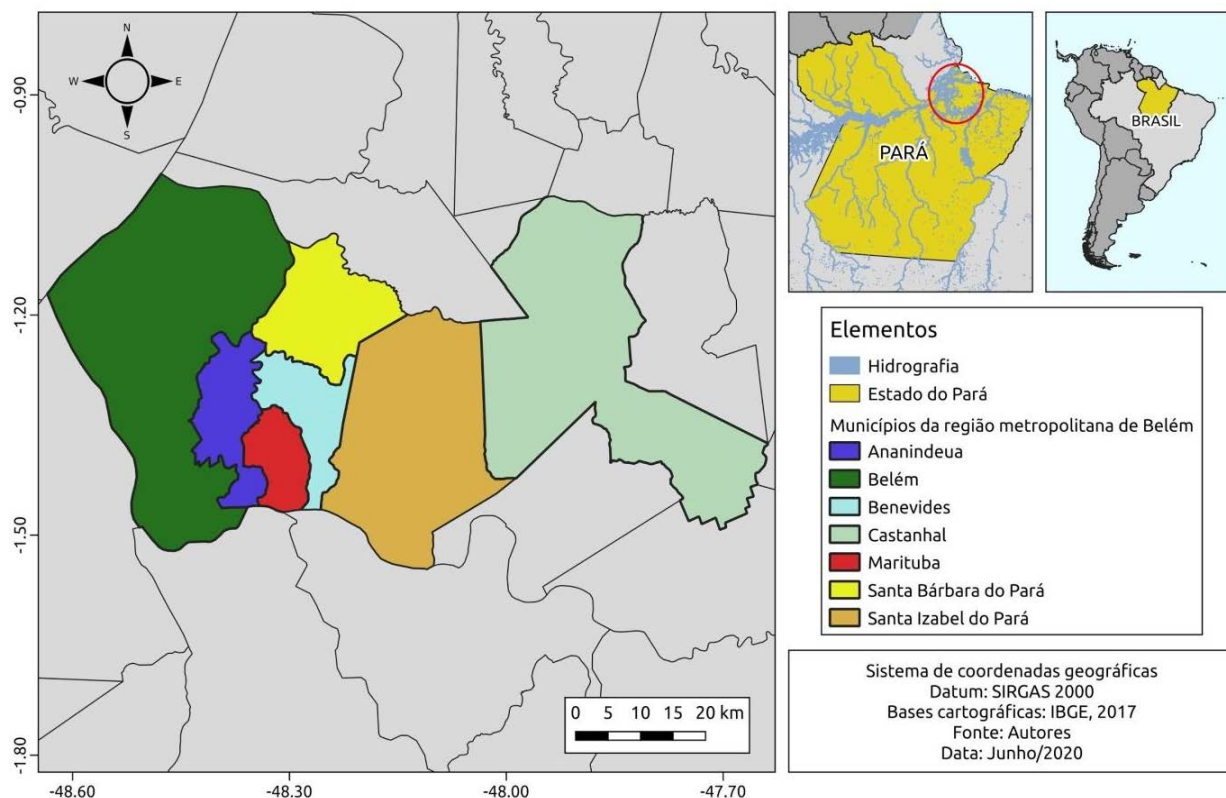


Figura 1. Mapa da região metropolitana de Belém. *Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.*

Para a seleção de manicures, foi realizada uma pesquisa em plataformas de anúncios *online* de compra e venda de serviços, como Facebook - marketplace, contas comerciais da rede social Instagram e Online Exchange (OLX). Nestas, foram aplicados filtros de pesquisa para que os resultados fossem apenas de serviços oferecidos na RMB e em seguida foram inseridas palavras-chave como “manicure” e “esmalteria”. As plataformas possuem *chats* para entrar em contato com o anunciante, os quais foram utilizados nos casos em que o anúncio não continha número de telefone para contato via aplicativo de mensagens instantâneas.

As respostas dos questionários foram dispostas em tabela no *software Excel*, onde os resultados foram abordados de forma quali-quantitativa, analisando os conceitos e as ideias expostas pelas manicures nas perguntas abertas. Para as perguntas fechadas, quantificou-se o número de vezes em que uma alternativa foi marcada, obtendo-se a quantidade em relação ao total de questionários respondidos, fazendo uso de estatística descritiva, para posterior elaboração de gráficos dispostos no corpo do artigo em epígrafe.

Resultados e discussão

Durante a pesquisa para a amostra deste estudo observou-se que em todas as plataformas utilizadas existem anúncios de manicures oferecendo seus serviços, e juntamente a estas se encontram anúncios de outros acessórios para esses serviços, como adesivos, *glitter* e outros materiais utilizados na decoração de unhas e caracterizados como microplásticos. Observou-se ainda maior aceitação para responder o questionário utilizando-se o *networking*, pois as manicures já conheciam as pessoas que estavam entrando em contato, fazendo-as se sentirem mais confiantes em relação à veracidade das informações objeto da presente pesquisa.

Quando questionadas sobre o local onde prestam os serviços de manicure, conforme mostra a Figura 2, a opção mais escolhida por 41 manicures foi de que elas se locomovem até a residência da cliente, seguido da residência da própria manicure, realizada por 31 manicures e de apenas oito que prestam os serviços em um salão de beleza. Como houve respondentes que selecionaram as três opções, é evidenciado que o serviço de manicure é oferecido em diferentes locais para que haja mais oportunidades de atender à clientela.

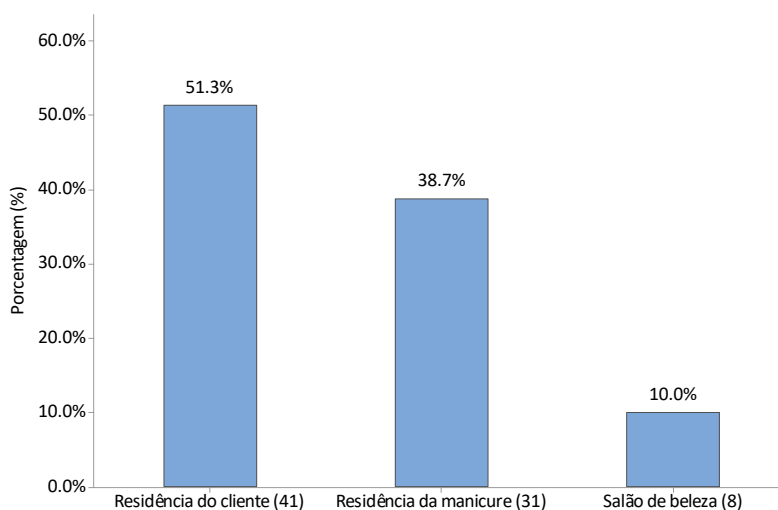


Figura 2. Locais onde as manicures prestam seus serviços. Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

O período de utilização do esmalte até que se tenham motivos para que ocorra o descarte deste foi informado principalmente em meses, repetindo-se que este é de entre um ou três meses, não considerando os que se quebram e que não é possível recuperar o esmalte da embalagem, e os que não têm cor muito utilizada. Algumas vezes, a quantidade não foi informada, levando-se à conclusão de que não se tem a ideia de quanto tempo o esmalte é utilizado, em outras vezes, o período de utilização foi de apenas alguns dias.

A quantidade de esmaltes de unha adquirida mensalmente pelas manicures é variável, pois estas relataram que depende muito do gosto da (o) cliente e da quantidade destes esmaltes, ressaltando que preferem ter sempre disponíveis cores que estão em tendência e preferem comprá-los no tipo atacado de comercialização. Quanto à quantidade de vidros descartada mensalmente, foram relatados números aproximados, e em alguns casos o número exato, evidenciando que existem pessoas que têm consciência da quantidade de produto que utilizam, também houve pessoas que informaram não saber. A quantificação é importante tanto para saber quanto de esmaltes de unha estão indo para o aterro sanitário, bem como para que a manicure possa ter controle do que adquire e descarta.

Dentre os critérios utilizados para a escolha dos esmaltes, a cor é levada em consideração pela maioria das manicures, conforme mostra a Figura 3, um total de 50 manicures. Depois da cor, a marca é considerada por 25 manicures, seguido da validade, observada por 21, datas comemorativas que estão ocorrendo no período da aquisição, por 17, o preço do esmalte por 15. Outros motivos informados por quatro manicures, diz respeito à necessidade de ter as cores da moda, reforçando o exposto da primeira coluna do gráfico relacionado à cor. Os critérios de escolha na aquisição dos esmaltes de unha são importantes, pois é possível conhecer se as manicures têm preferência por produtos que não agridem o meio ambiente após o término. No caso do presente estudo, os informantes não relataram esta preocupação na hora da escolha do esmalte para aquisição.

Segundo Furtado (2020), a demanda pela sustentabilidade no setor dos cosméticos é notória, fazendo com que as organizações com foco na sustentabilidade procurem abster-se do uso de substâncias derivadas do petróleo, investindo em insumos naturais para compor a fórmula e se preocupam não só com as composições mais naturais em sua fórmula, mas também com a valorização de questões éticas e sociais e da extinção de testes em animais, para isso, os fatores que levam à compra de cosméticos com viés sustentável são: embalagem, composição, saúde e beleza.

A procura por esmaltes que contêm a cor da moda ou a marca da moda aumenta com a difusão de propagandas estrategicamente montadas para atingir públicos específicos que procuram a utilização destes produtos para seguir um padrão de beleza ou serem influenciados a comprar um determinado produto que está fazendo sucesso, muitas vezes utilizado pelos *influencers* (profissionais que trabalham

com *marketing* de influência, divulgação de produtos e estilo de vida) nas redes sociais (Curiel; Ortiz, 2018). As estratégias de *marketing* mudam e se adaptam para atingir um maior número de pessoas, entretanto ainda predomina a divulgação de produtos sem responsabilidade ambiental. Desta forma, para que a preocupação ambiental esteja presente nos critérios de escolha dos consumidores de esmaltes de unha, o aumento da utilização de esmaltes sustentáveis deve ocorrer em maior quantidade do que a utilização de esmaltes comuns, mudando assim padrões de consumo insustentáveis e idealizados.

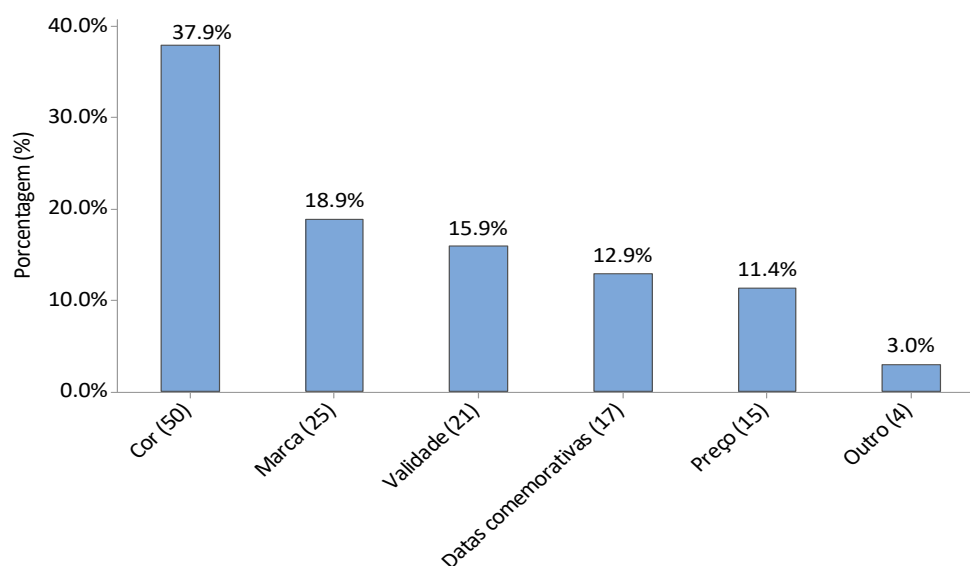


Figura 3. Gráfico dos critérios utilizados para adquirir esmaltes de unha. *Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.*

Conforme o gráfico da Figura 4, a opção de que a quantidade de esmalte existente na embalagem é de 25% da capacidade do vidro foi marcada por 35 manicures. Apenas 19 descartam a embalagem sem nenhum resíduo de esmalte de unha dentro, cinco manicures com a quantidade de 50% e quatro chegaram a descartar o vidro de esmalte cheio e nenhuma com até 75%. Desta forma, as embalagens descartadas pela amostra, em sua maioria, se encontram pela metade ou menos desta e com o vidro de esmalte cheio. O fato de a embalagem estar com resíduo de esmalte dificulta a reciclagem desta e causa impactos negativos ao meio ambiente quando tem como destino final o aterro sanitário, quando disposta diretamente no solo.

Segundo estudo de Thode Filho *et al.* (2014), que teve como objetivo realizar um levantamento de como é feito o descarte do esmalte de unha após o seu consumo, em estabelecimentos comerciais do Município de Duque de Caxias, RJ, os esmaltes de unha descartados se encontram vazios, menos da metade ou pela metade da capacidade da embalagem.

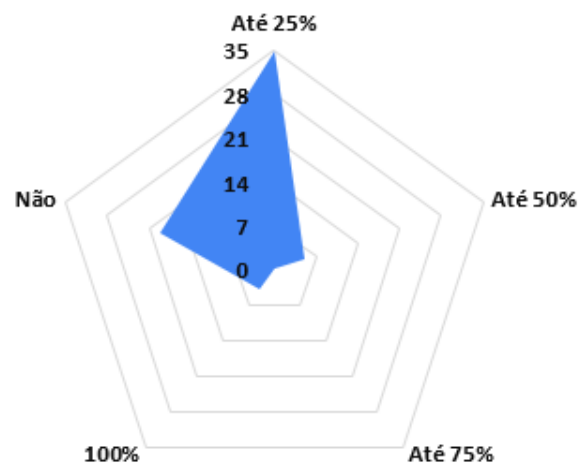


Figura 4. Gráfico da quantidade de esmalte na embalagem descartada. *Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.*

Os motivos para o descarte do vidro de esmalte antes do término deste, escolhidos pelas manicures, foram, de acordo com o gráfico da Figura 5, o fim da validade, selecionada por 35 manicures, o endurecimento do esmalte, escolhido por 34, o vidro de esmalte quebrado e sem possibilidade de ser reutilizado por 19 manicures, e 15 manicures escolheram que a cor do esmalte descartado era fraca, ou seja, são necessárias muitas camadas de esmalte para que as unhas fiquem com a cor desejada. Treze manicures escolheram a opção de que descartam, pois a cor não foi muito escolhida pelas clientes. Os outros motivos relatados pelas manicures foram de que, em alguns casos, ocorre a mudança da cor do esmalte, ficando diferente da cor de quando foi adquirido.

Quanto ao descarte dos esmaltes de unha, 47 manicures descartam no lixo comum que tem como destino final o aterro sanitário. Apenas sete pessoas os separam para cooperativas e três trocam os esmaltes vazios por esmaltes cheios (ver Figura 6). As outras formas de destinação dada pelas manicures são de que guardam as embalagens para dar a outra pessoa, limpar os vidros em bom estado, os reservar para armazenar o esmalte de alguma embalagem que seja danificada, armazenar produtos de unha que sejam vendidos em embalagens maiores e até mesmo para misturar esmaltes e assim chegar até a cor de preferência do cliente. Nenhuma manicure vende as embalagens quando estas estão vazias. Outro tipo de destinação adotado por três manicures é a reutilização dos vidros, onde após a limpeza deste, faz-se artesanato, relatando que valorizam o *design* da embalagem e preferem não se desfazer desta.

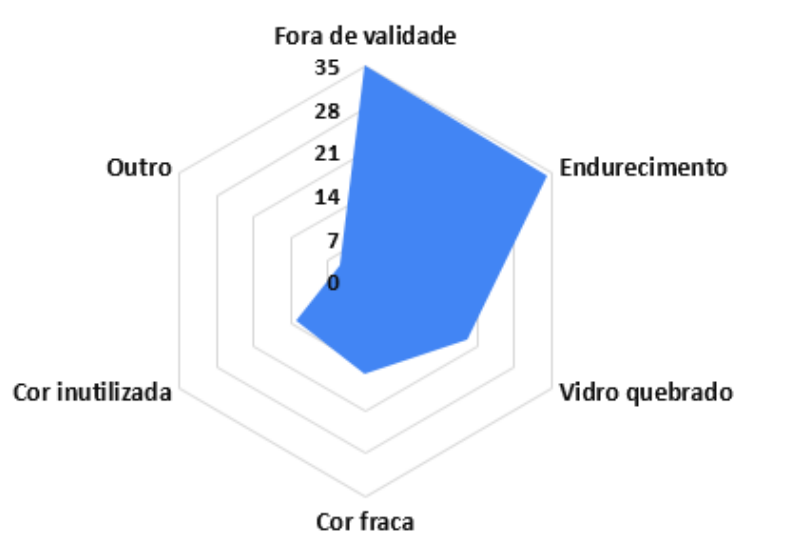


Figura 5. Gráfico do motivo de descarte dos esmaltes. Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

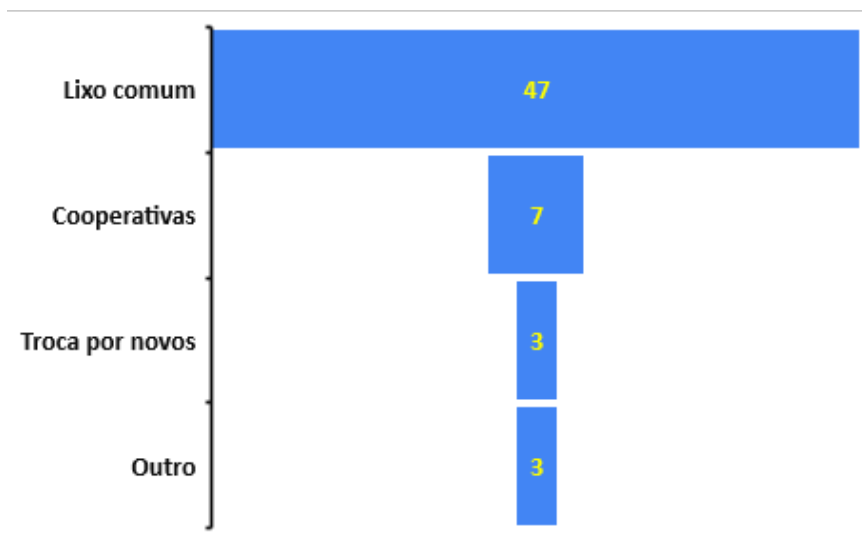


Figura 6. Gráfico do descarte de esmaltes de unha. Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.

As práticas de descarte da amostra consultada divergem do disposto na Resolução RDC nº 306 de 2004 que dispõe sobre o regulamento técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde, onde existem orientações sobre o manejo dos RSS, no qual a disposição final consiste no solo preparado previamente para receber os resíduos, obedecendo a critérios técnicos de construção e operação com licenciamento ambiental de acordo com a Resolução CONAMA nº 237/97.

Soares e Rodrigues (2016) classificam os esmaltes de unha como resíduos de classe química e que devem ser separados no momento, local de geração e devidos setores, sendo imediatamente acondicionados em saco plástico de cor laranja leitosa que contenha identificação de resíduos e riscos químicos, ou acondicionados em recipiente rígido e estanque compatível com as características físico-químicas do resíduo ou produto a ser descartado, identificados de forma visível o nome do conteúdo e suas principais características.

Conforme o gráfico da Figura 7, quando questionadas sobre quais partes da embalagem de esmalte as manicures sabem que podem ser recicladas, a maioria das informantes, neste caso, 23 responderam ter conhecimento de que todos os componentes da embalagem (pincel, vidro e tampa) podem ser reciclados, 13 responderam que têm conhecimento de que pode ocorrer a reciclagem de pincel e vidro e de nenhuma das partes da embalagem e apenas 11 responderam que sabem que a tampa pode ser reciclada. O fato de que o maior número das manicures consultadas tenha conhecimento sobre a possibilidade da reciclagem de todas as partes da embalagem de esmaltes de unha pode ser benéfico caso haja a oportunidade de encaminhar essas partes para algum lugar que as receba.

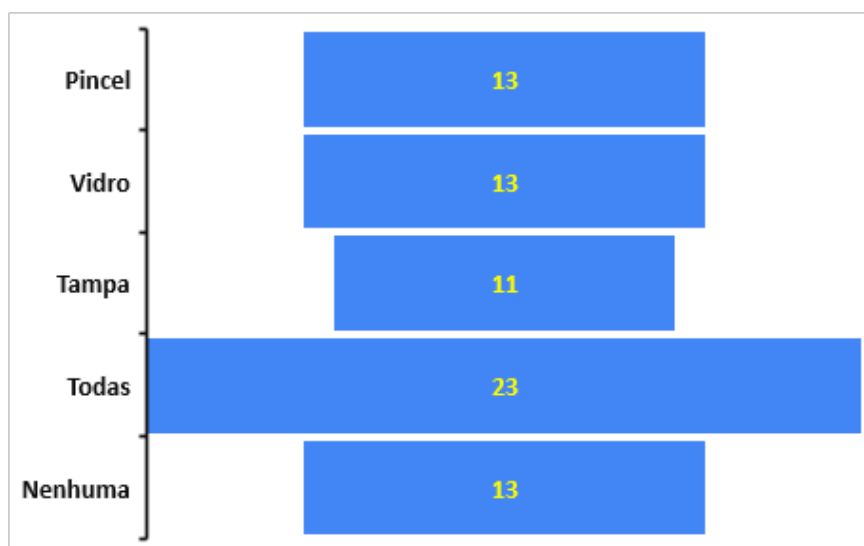


Figura 7. Gráfico da reciclagem dos componentes da embalagem de esmalte. *Fonte: Elaborado pelos autores, 2020.*

No estudo de Chiaramonte e Calheiro (2016), que objetivou a elaboração de uma proposta de plano de gerenciamento de resíduos sólidos para um salão de beleza, foi realizada a segregação dos resíduos de um salão de beleza, dentre eles os vidros de esmaltes de unha, os quais, bem como neste estudo, são destinados a aterros sanitários sem nenhuma forma de tratamento.

Em estudo, Cunha *et al.* (2017) realizaram a caracterização e quantificação gravimétrica dos resíduos sólidos provenientes de um empreendimento de salão de beleza da área urbana do município de Cuiabá-MT, onde os vidros de esmaltes de unha representam 1% do resíduo total produzido no salão de beleza, e são direcionados juntamente com os resíduos domésticos, sem segregação, assim como ocorre com os vidros de esmalte desse estudo.

Conclusão

O descarte de esmaltes de unha realizado pela amostra de manicures da RMB ocorre juntamente com os resíduos sólidos domésticos que têm como destino o aterro sanitário, não passando por nenhum tipo de tratamento, segregação e identificação antes da disposição final. A maioria dos vidros descartados contém resíduos de esmalte, o que evidencia a necessidade de se buscar uma logística que faça com que ocorra a utilização total do esmalte.

Existe o conhecimento sobre a possibilidade de reciclagem das partes dos esmaltes de unha, o que poderia colaborar para a reciclagem deste resíduo. A reutilização que ocorre por parte de algumas manicures está mais relacionada ao *design* ou apego à embalagem. Entretanto, essas embalagens ainda terão como destino os aterros sanitários caso não ocorra a sensibilização para o descarte ambientalmente correto.

Em relação à composição química, devem-se analisar os impactos dos esmaltes de unha que são descartados de forma irregular, buscando alternativas como os esmaltes mais sustentáveis que possuam baixo impacto ambiental. Os resultados apontam para a necessidade de mitigação de impactos ambientais causados pelo descarte irregular dos esmaltes de unha, sendo um dos caminhos da indústria a produção de esmaltes sustentáveis – os chamados esmaltes *9 free*. A preferência por produtos de marcas que tenham responsabilidade ambiental deve ser aumentada e divulgada buscando a sensibilização ambiental na aquisição de esmaltes e outros cosméticos.

Referências bibliográficas

- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2005) *Resolução da Diretoria Colegiada Nº 211*. Acesso em 18 de junho de 2020, disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2005/rdc0211_14_07_2005.html
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2004) *Resolução da Diretoria Colegiada Nº 306*. Acesso em 18 de junho de 2020, disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2004/res0306_07_12_2004.html
- ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2018) *Resolução da Diretoria Colegiada Nº222*. Acesso em 18 de junho de 2020, disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2018/rdc0222_28_03_2018.pdf
- ABIHPEC, Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos (2017) *Panorama do Setor 2017: panorama do setor de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos*. Acesso em 29 de abril de 2020, disponível em: <https://abihpec.org.br/publicacao/panorama-do-setor-2017>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *Norma Brasileira Regulamentadora 10.004: Resíduos sólidos–Classificação*.

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) *Norma Brasileira Regulamentadora 12.810: Coleta de resíduos de serviços de saúde - Procedimento*.
- Brasil (2010) *Lei Federal Nº12.305*, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disposições Gerais. Brasília, DF. Acesso em 18 de junho de 2020, disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/legislacao-1/biblioteca-de-normas-vinhos-e-bebidas/lei-no-12-305-de-2-de-agosto-de-2010.pdf/view>
- Chan, M. (2019) 9-Free Nail Polish Now Exists: Is It A Gimmick?. MSN lifestyle. Acesso em 29 de junho de 2020, disponível em: <https://www.refinery29.com/en-us/toxin-free-nail-polish-marketing-ploy>
- Chiaromonte, R. C., Calheiro, D. (2016) Proposta de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos em um salão de beleza da cidade de São Leopoldo/RS. *7º Fórum internacional de resíduos sólidos*, Porto Alegre, Brasil. Acesso em 27 de abril de 2020, disponível em: <http://www.institutoventuri.org.br/ojs/index.php/firs/article/view/108>
- Curiel, C. P.; ORTIZ, S. L. (2018) El marketing de influencia en moda. Estudio del nuevo modelo de consumo en Instagram de los millennials universitarios. *Adcomunica. Revista Científica de Estrategias, Tendencias e Innovación En Comunicación*, (15), 255-281. <http://dx.doi.org/10.6035/2174-0992.2018.15.13>
- Ferreira, M., Moraes, S. G., Carvalho Júnior, F. H., Fernandes, D., Marino, M. T. R. D (2016) Proposta de gerenciamento de resíduos sólidos de centros de beleza. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, 9(1), 168-182. Acesso em 28 de abril de 2020, disponível em: <http://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/55025>
- Furtado, B. A. (2020) Cosméticos Sustentáveis e a Intenção de Compra de Consumidores no Brasil, *Management In Perspective*, 1(1), 59-78. Acesso em 17 de junho de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/341288136_Cosmeticos_Sustentaveis_e_a_Intencao_de_Compra_de_Consumidores_no_Brasil
- Gallon, S., Bitencourt, B. M., Viana, D. D., Antonello, C. S. (2016) Formas de aprendizagem e saberes no trabalho de manicures, *Revista Pensamento Contemporâneo em Administração*, 10(1), 96. <http://dx.doi.org/10.12712/rpca.v10i1.655>
- Lima, A., Silva, J., Spinoza, S., Bergamo, F., Albuquerque, E. (2019) Minha unha é leal: Um estudo exploratório sobre lealdade do consumidor no mercado feminino de esmaltes, *Acta Negócios*, 2(1), 83-99. <https://doi.org/10.19141/2594-7680.actanegocios.v2.n1.p83-99>
- Cunha, L. L. R., Silva, F. R., Santos, L. M. S. S., Finger, A., Silva, A. R. C. B. (2017) Caracterização e análise gravimétrica dos resíduos sólidos de um salão de beleza do município de Cuiabá-MT. *Congresso ABES FENASAN*, São Paulo. Acesso em 27 de abril de 2020, disponível em: <http://abes-dn.org.br/anaiseletronicos/trabalhos.php?evento=36&grupo=1&pagina=1>
- Moreira, I. F., Guarnieri, P. (2016) Preferência dos consumidores por empresas que implementam práticas de logística reversa como meio de fidelização: Estudo na indústria de cosméticos brasileira, *Revista Gestão Industrial*, 12(4), 171-192. <http://dx.doi.org/10.3895/gi.v12n4.5210>
- Porto, J. S., Costa, K. R. O., Binde, R. K. M., Cruz, R. S., Duarte, J. M. A. (2018) Análise microbiológica de esmalte de unha em uso. *6º Seminário transdisciplinar da saúde*. Acesso em 26 de abril de 2020, disponível em: <http://www.periodicos.univag.com.br/index.php/SeminSaude/article/view/1120>
- Rocha, L. D., Ferreira, S. Z., Müller, S. D. (2018) Uma análise do perfil do comportamento e do conhecimento de acadêmicos sobre descarte de embalagens cosméticas. 2018. Acesso em 28 de abril de 2020, disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/bitstream/ANIMA/7838/3/UMA%20AN%20C%3%81LISE%20DO%20OPERFIL%20DO%20COMPORTAMENTO%20E%20DO%20CONHECIMENTO%20DE%20ACAD%20C%3%8AMICOS%20SOBRE%20DESCARTE%20DE%20EMBALAGENS%20COSM%20C%3%89TICAS%2026.06.2018.pdf>
- SEBRAE, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (2016) *Minha Empresa Sustentável: Salão de Beleza*. Centro Sebrae de Sustentabilidade – Cuiabá. Acesso em 27 de abril de 2020, disponível em: <http://sustentabilidade.sebrae.com.br/Sustentabilidade/Para%20sua%20empresa/Publica%20C%3%A7%20C%3B%20Ses/Salao%20Beleza%20ONLINE.pdf>

- Silva, L. G., Bierhalz, C. D. K. (2017) Esmaltes de unha como temática para o ensino de ciências da natureza, *Revista Debates em Ensino de Química*, **3**(2), 167-187. Acesso em 28 de abril de 2020, disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/REDEQUIM/article/view/1662>
- Soares, V. D. M., Rodrigues, M. S. (2016) Plano de gestão de resíduos sólidos em um salão de beleza, *Scientia Tec: Revista de Educação, Ciência e Tecnologia do IFRS*, **3**(2), 2-24. Acesso em 17 de junho de 2020, disponível em: <https://periodicos.ifrs.edu.br/index.php/ScientiaTec/article/view/1484/1355#:~:text=Para%20a%20implanta%C3%A7%C3%A3o%20do%20plano,ser%C3%A3o%20gerados%20para%20facilidade%20dos>
- Souza, P. O., Dusek, P. M., Avelar, K. E. S. (2019) Resíduos sólidos decorrentes da indústria da beleza, *Semioses*, **13**(2), 113-127. Acesso em 17 de junho de 2020, disponível em: <https://apl.unisuam.edu.br/index.php/semioses/article/view/321>
- Stables, P. (2019) 10 Best Non-Toxic Nail Polish Brands for a Healthy Mani - What 10-free actually means. Good housekeeping. Acesso em 20 de junho de 2020, disponível: <https://www.goodhousekeeping.com/beauty/nails/g28834890/best-natural-non-toxic-nail-polishes>
- Thode Filho, S., Maranhão, F. S., Paixão, C. P., Costa, A. P. S., Almeida, T. M., Talhas, I. B. (2014) Aspectos relacionados ao uso e descarte do esmalte de unhas: Um estudo preliminar no município de Duque de Caxias - RJ, *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, **18**, 24-29. Acesso em 19 de junho de 2020, disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/index.php/reget/article/view/13805>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

EVALUACIÓN SISTEMÁTICA DE LA TECNOLOGÍA DE TRATAMIENTO FISCOQUÍMICO A BASE DE ZEOLITAS DE LAS AGUAS RESIDUALES GENERADAS POR EL RASTRO TIF DE VILLAHERMOSA TABASCO

Zonia Cárdenas-Garza¹
* José Rocha-Ríos¹

SYSTEMATIC EVALUATION OF THE PHYSICOCHEMICAL TREATMENT TECHNOLOGY BASED ON ZEOLITES FOR THE WASTEWATER GENERATED BY THE FEDERAL INSPECTION TYPE SLAUGHTERHOUSE OF VILLAHERMOSA TABASCO

Recibido el 30 de junio de 2020. Aceptado el 6 de mayo de 2021

Abstract

In Mexico, wastewater treatment projects from municipal slaughterhouses are of great interest, since they allow reusing contaminated water in their own facilities and ensure proper reincorporation into drainage and public sewers, they also contribute to reduce the water footprint of the country. To achieve the success of these projects, it is necessary to evaluate all the available options from a sustainable approach, and thus be able to select the most appropriate technology. This paper presents a systematic evaluation to identify if a physicochemical technology based on zeolites, selected by the builder, is the best option for the wastewater treatment of the new Federal Inspection Type slaughterhouse of Villahermosa Tabasco, or on the contrary, if a biological technology proposed by us would be more adequate. To develop this study the slaughterhouse wastewater characteristics and the applicable normativity were considered, which in this case is the Norma Oficial Mexicana (NOM) from Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), named NOM-002-SEMARNAT-1996, which establishes the maximum permissible limits for pollutants of wastewater discharges to urban or municipal sewer systems. The comparison between both technologies was developed by the application of the methodology described in the book "Selection of technologies for municipal wastewater treatment", from the authors Noyola et al. (2013). Our results indicate that the biological proposal would be more sustainable than the physicochemical option based on zeolites.

Keywords: *activated sludge, municipal slaughterhouse, wastewater treatment plant, UASB zeolites.*

¹ Centro de Alta Dirección en Ingeniería y Tecnología (CADIT), Facultad de Ingeniería, Universidad Anáhuac México Norte, Lomas Anáhuac 52786, Huixquilucan, Estado de México, México.

*Autor correspondiente: Centro de Alta Dirección en Ingeniería y Tecnología (CADIT), Facultad de Ingeniería, Universidad Anáhuac México Norte. Av. Universidad Anáhuac 46, Col. Lomas Anáhuac, Huixquilucan, Estado de México, C.P. 52786, México. Email: jose.rocha@anahuac.mx

Resumen

En México, los proyectos de tratamiento de aguas residuales provenientes de rastros municipales son de gran interés, ya que permiten reutilizar el agua contaminada en sus propias instalaciones y garantizar su correcta reincorporación al drenaje y/o alcantarillado público, también contribuyen a reducir la huella hídrica en el país. Para que estos proyectos sean exitosos es necesario evaluar, desde un enfoque sustentable, todas las opciones disponibles, y así seleccionar la tecnología más adecuada. Este trabajo presenta una evaluación sistemática para identificar si una tecnología fisicoquímica a base de zeolitas, seleccionada por el constructor, es la mejor opción para el tratamiento de aguas residuales del nuevo rastro Tipo Inspección Federal (TIF) de la ciudad de Villahermosa Tabasco, o por el contrario, si una tecnología biológica propuesta por nosotros sería más adecuada. Para el desarrollo del estudio se consideraron las características del agua residual del rastro y la normatividad aplicable, que en este caso es la Norma Oficial Mexicana (NOM) de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. La comparación entre ambas tecnologías se desarrolló mediante la aplicación de la metodología descrita en el libro "Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales", de los autores Noyola *et al.* (2013). Nuestros resultados indican que la propuesta biológica sería más sustentable que la opción fisicoquímica basada en zeolitas.

Palabras clave: lodos activados, rastro municipal, planta de tratamiento de aguas residuales, UASB, zeolitas.

Introducción

Un centro de sacrificio (rastro o matadero), es todo aquel establecimiento donde se lleva a cabo el sacrificio y faenado de animales para abasto, la distinción entre rastro o matadero depende del volumen de matanza (NOM-194-SSA1-2004). Los centros de sacrificio pueden ser municipales, privados, y Tipo Inspección Federal (TIF). Los rastros TIF, de acuerdo con el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), a diferencia de los rastros y mataderos municipales, tienen el propósito de obtener productos de óptima calidad higiénico-sanitaria con reconocimiento internacional. Un establecimiento TIF es una instalación de sacrificio de animales de abasto, frigoríficos e industrializadores de productos y subproductos cárnicos que es objeto de inspecciones sanitarias permanentes para verificar que el lugar y los procesos realizados, cumplan con las regulaciones que señala la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), en virtud de la inocuidad de los alimentos (SENASICA, 2015).

Una de las actividades económicas con un alto consumo y contaminación de agua es la industria cárnica, ya que deben cumplirse altos estándares de higiene durante todo el proceso de matanza. De acuerdo con el Directorio Nacional de Centros de Sacrificio de los Estados Unidos Mexicanos (SIAP-SAGARPA), en 2007 existían en México 1151 centros de sacrificio registrados, de los cuales 913 eran municipales, 141 privados y sólo 93 TIF; del total de rastros (1000), solo 25 (2.5%) de ellos contaban con plantas de tratamiento de aguas residuales (López-López *et al.*, 2008).

Las características de las aguas residuales de un rastro dependen generalmente de varios factores, como el tamaño de la instalación, el tipo de animales sacrificados, el tipo de sacrificio involucrado, la cantidad de agua consumida por animal y el lavado de los equipos utilizados (Aziz *et al.*, 2019). El principal contaminante en las aguas residuales de un rastro es su elevada carga orgánica, con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de 5000 a 10000 mg L⁻¹, por lo que provocan un alto impacto ambiental en cuerpos receptores de agua y en el suelo (López-López *et al.*, 2008). Esta materia orgánica se distribuye en residuos sólidos (pezuñas, vísceras, pelo, estiércol, carne de desecho, grasas, metales pesados, pesticidas, alto contenido de sales, bacterias, virus, compuestos oxidables, etc.), y líquidos (sangre, orina, aceites, agua de lavado con detergentes y desinfectantes) (Kelly, 2002). Entre los principales microorganismos patógenos del agua residual de rastro podemos encontrar bacterias (*Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Vibrio cholerae*, etc.), huevos de parásitos y quistes de amibas, los cuales generan diversas enfermedades como fiebre tifoidea, disentería, cólera, hepatitis, entre otras (Veall, 1997; Balladares, 1998; COFEPRIS, 2006).

La descarga de las aguas residuales de rastro tiene graves impactos en el ambiente (Veall, 1997; COFEPRIS, 2006; Vallejo *et al.*, 2019):

- 1) En aguas superficiales propicia el crecimiento excesivo de algas y plantas que consumen el oxígeno disuelto (eutrofización), matando las especies acuáticas, y al mismo tiempo reducen la absorción de luz eliminando también al fitoplancton que no puede realizar la fotosíntesis.
- 2) En sistemas de drenaje incentiva la proliferación de fauna nociva y enfermedades.
- 3) La dispersión en suelos provoca problemas de permeabilidad debido a la acumulación de grasa, afecta el paisaje e incentiva la proliferación de fauna nociva y enfermedades.
- 4) En todos los casos anteriores la generación de gases nocivos para la salud y el entorno.

Se estima que un litro de agua residual proveniente de un rastro equivale a la contaminación aportada por 60 personas (Castañeda y Marco, 2007). Se utilizan aproximadamente de 1,000 a 1,700 litros de agua por res procesada, con un aumento del 25% si se realiza el tratamiento de los productos no comestibles (Veall, 1997). Algunos estudios indican que se desecha del 80-95% del agua utilizada; sin embargo, otros estudios sugieren que el intervalo es del 97%-100% si se incluye el agua contaminada que se evapora y la que se utiliza en la manufactura de subproductos (COFEPRIS, 2006).

El rastro TIF de Villahermosa tendrá una capacidad inicial de sacrificio de 100 reses por turno, con una proyección de crecimiento a futuro de hasta 400 bovinos destazados por turno. Parte del presupuesto para la construcción del rastro será destinado a la construcción de una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) (Collado, 2019). La Asociación Ganadera Local de Centro propietaria del rastro, y los encargados de la obra civil, tienen contemplada una tecnología fisicoquímica a base de zeolitas, la cual es

suministrada por la empresa Zeolitas e Insumos Nacionales S.A. de C.V., quienes se dedican a la venta e instalación de sistemas para el tratamiento de aguas negras y residuales a base de zeolitas en sus diversas modalidades, y a la implementación de sistemas de potabilización y purificación de agua (Zeolitas e Insumos Nacionales, 2018). Las aguas residuales del rastro serán descargadas en el alcantarillado municipal, por tal motivo deben cumplir con los requerimientos de la NOM-002-SEMARNAT-1996.

Existen cerca de 40 especies de zeolitas naturales conocidas, sin embargo, tan solo algunas especies son ampliamente utilizadas (Jiexiang y Surent, 1993). En México las zeolitas se utilizan en la industria agropecuaria, ya que pueden añadirse al alimento de animales, como ganado bovino, porcino y aves, mejorando su salud y el rendimiento de sus productos, también se usan para aumentar la eficiencia de los fertilizantes, como sustrato en invernaderos, entre otros usos. Recientemente se han efectuado muchas investigaciones acerca de las zeolitas naturales y sus propiedades como adsorbentes en el tratamiento de aguas residuales, también se han estudiado sus posibles modificaciones, las cuales pueden realizarse mediante varios métodos, como el tratamiento con ácido, el intercambio iónico y la funcionalización de tensoactivos. Las zeolitas modificadas pueden mostrar una alta capacidad de adsorción también para materia orgánica y aniones (Wang y Peng, 2010; Margeta *et al.*, 2013). La zeolita ofrece un efecto de filtrado superior al de la arena o al de los filtros de carbón, resultando en agua más pura con mejor productividad y requiriendo menor mantenimiento. La estructura altamente porosa de las zeolitas puede capturar partículas contaminantes de hasta 4 micras. Las zeolitas presentan carga negativa de forma natural, por lo que pueden adsorber cationes, como metales pesados y amoníaco (Sánchez, 2015). Es importante señalar que el mantenimiento de las zeolitas consiste en un retrolavado que se debe realizar cuando los lodos acumulados en el filtro de zeolitas impidan el flujo del agua. Además, se aconseja realizar la regeneración de las zeolitas cada seis meses con una solución salina (salmuera).

El proceso propuesto por Zeolitas e Insumos Nacionales S.A. de C.V. se presenta en la Figura 1. Este incluye 3 etapas, pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario. Como se observa en la figura, el tratamiento primario incluye coagulación con hidróxido de calcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y floculación con sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ para reducir drásticamente la carga orgánica previo al filtro de zeolitas y su posterior desinfección (Zeolitas e Insumos Nacionales, 2018).

De acuerdo con Noyola *et al.* (2013), en la formulación, planeación, selección y diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales se debe considerar la disponibilidad de recursos económicos y técnicos, las características del agua residual a tratar con relación a las variaciones de caudal, tipo y concentración de contaminantes, los criterios establecidos para la descarga del efluente tratado a un cuerpo receptor o bien para su eventual uso. No basta solamente con instalar una PTAR, sino que la tecnología debe ser seleccionada de manera muy cuidadosa, tanto para alcanzar la calidad del agua deseada, como para lograr un impacto favorable en los aspectos económico, ambiental y social, los tres componentes de la sustentabilidad.

DIAGRAMA DE FLUJO

- FLUJO DE AGUAS NEGRAS
- APLICACIÓN DE REACTIVOS
- FLUJO DE AGUA TRATADA
- DESCARGA DE LODOS

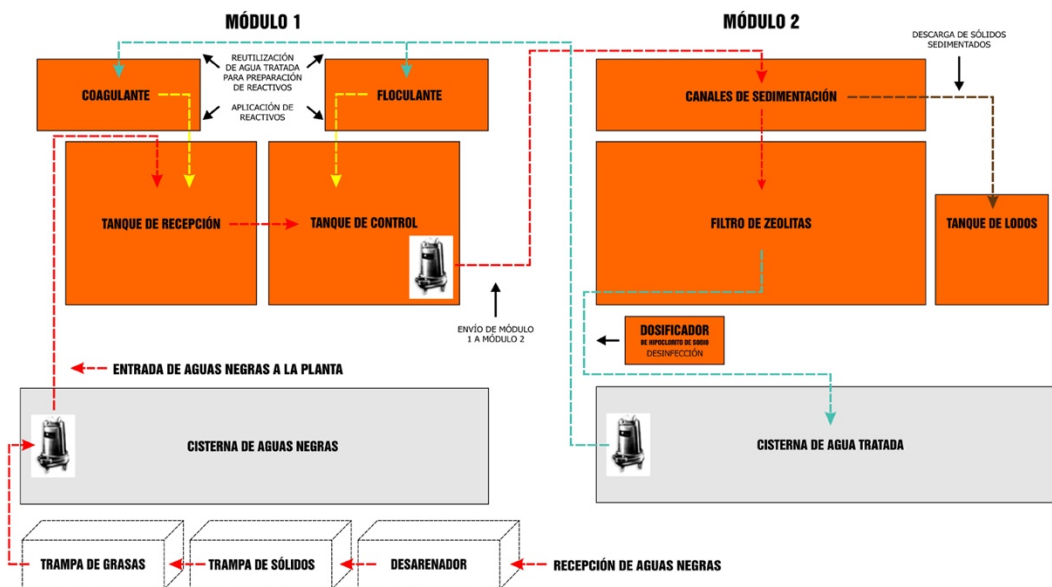


Figura 1. Tren de tratamiento propuesto para el rastro TIF de Villahermosa (Zeolitas e Insumos Nacionales, 2018).

El objetivo del estudio es evaluar sistemáticamente si el proceso fisicoquímico basado en zeolitas, contemplado para el tratamiento de las aguas residuales del rastro TIF de Villahermosa, es la tecnología más sustentable, o si una opción biológica propuesta por los autores sería más adecuada. En ambos casos se consideran las características del agua residual del rastro, así como el cumplimiento de la NOM-002-SEMARNAT-1996. Las herramientas propuestas para comparar y evaluar ambas tecnologías poseen un enfoque sustentable e integral, y están basadas en la metodología descrita por Noyola *et al.* (2013).

Metodología

La Figura 2 esquematiza el procedimiento metodológico para determinar si la tecnología para el tratamiento de aguas residuales a base de zeolitas, seleccionada previamente por los constructores del rastro TIF de Villahermosa es idónea o existe otra opción mejor.

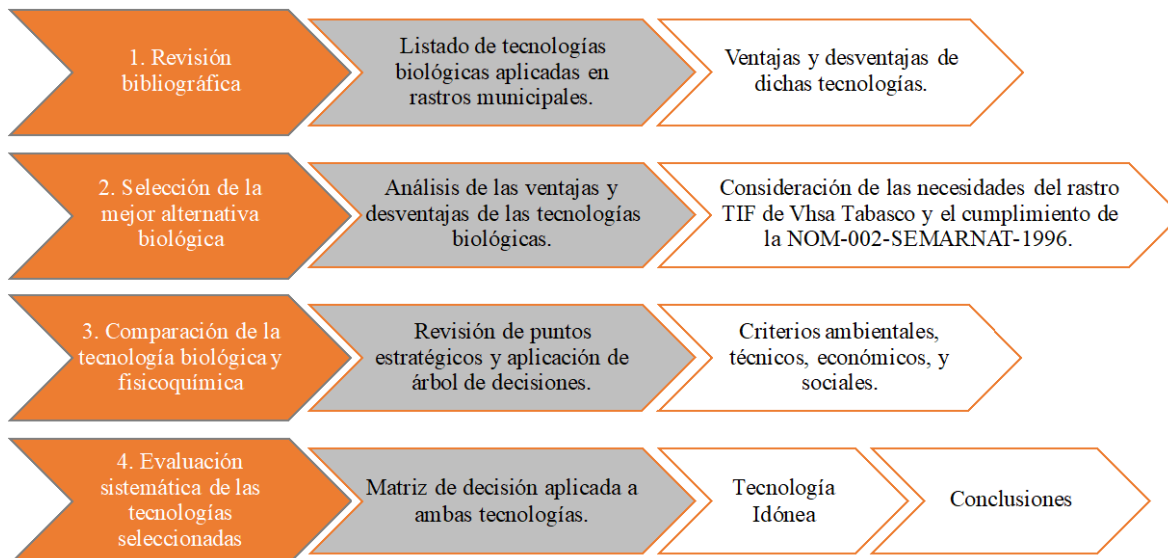


Figura 2. Propuesta metodológica del estudio.

1. *Revisión bibliográfica.* Se recopiló información acerca de las tecnologías biológicas que podrían ser aplicadas para el tratamiento de aguas residuales en rastros. Existe amplia información disponible para tecnologías de tratamiento de aguas residuales domésticas, pero no demasiada para aguas residuales de rastros, por lo que el análisis de tecnologías incluyó predominantemente a las primeras.
 - 1.1. Se identificaron los principales procesos anaerobios, aerobios y mixtos (anaerobio-aerobio) empleados a distintas escalas (laboratorio, piloto y real), y se determinaron las ventajas y desventajas de cada uno.
2. *Selección de la mejor alternativa biológica.* Establecido el estado del arte se procedió a su análisis detallado.
 - 2.1. Se obtuvieron las eficiencias de remoción promedio de cada tecnología para los principales contaminantes de las aguas residuales: Sólidos Suspendidos Totales (SST), Amoníaco (NH_3), Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (FT), Coliformes Fecales (CF), así como la Demanda Química (DQO) y Bioquímica (DBO_5) de Oxígeno. Otros aspectos considerados fueron el espacio requerido, la energía consumida para aireación, el volumen de lodos generado que requiere tratamiento o disposición, los costos de construcción, operación y mantenimiento, así como los problemas ambientales de cada tecnología. El estudio abarcó la revisión de 98 tecnologías de tratamiento, 52 anaerobias, 32 aerobias y 14 secuenciales anaerobia-aerobia.
 - 2.2. Considerando concentraciones promedio (mg L^{-1}) de DQO (4,000), DBO_5 (2,000) y SST (1,600) como representativas del agua de rastro TIF (COWI, 2000; COFEPRIS, 2006), se filtraron cuantitativamente solo aquellas que podrían removerlos para cumplir con la NOM-002-SEMARNAT-1996.

- 2.3. Finalmente, se seleccionó la opción biológica más adecuada de forma cualitativa, considerando la que presentaba mayores ventajas.
3. *Comparación de la tecnología biológica y fisicoquímica.* A partir de este punto se utilizó la metodología propuesta por Noyola *et al.* (2013) para determinar la tecnología más sustentable mediante la implementación de las 3 herramientas descritas a continuación:
- 3.1. Se realizó un cuestionario que abarca aspectos ambientales, técnicos, económicos, y sociales, y con el cual se logró comparar, en primera instancia, la idoneidad de ambas tecnologías.
- 3.2. Se aplicó un árbol de decisiones que filtra las tecnologías que no son recomendables para su aplicación en el rastro, ya que considera datos técnicos relacionados con el prediseño de la PTAR.
4. *Evaluación sistemática de las tecnologías seleccionadas.* Se evaluaron las tecnologías propuestas para el rastro TIF de Villahermosa, considerando los costos de construcción, de operación y mantenimiento, eficiencia, sostenibilidad, la disposición de lodos, requerimientos de tierra, impactos ambientales, entre otros.
- 4.1. Se aplicó una matriz de decisión como última etapa de la metodología, en la cual se asignaron valores a los diez rubros de la matriz, según su importancia. Posteriormente se calificaron estos mismos rubros en base a las dos tecnologías evaluadas. Finalmente se obtuvieron las puntuaciones para cada tecnología, siguiendo las instrucciones de llenado y operación de la matriz, concluyendo con la mejor opción para el rastro TIF de Villahermosa.

Resultados

Revisión bibliográfica y selección de la mejor tecnología biológica

El análisis de las 98 tecnologías consideradas para el tratamiento de aguas residuales domésticas y de rastros permitió identificar 4 sistemas (2 anaerobios, 1 aerobio y 1 mixto) que han mostrado excelentes resultados a escalas laboratorio, piloto y real, y que permitirían alcanzar los parámetros indicados en NOM-002-SEMARNAT-1996:

- a) Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente o UASB (por sus siglas en inglés, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).
- b) Filtro Anaerobio o AF (por sus siglas en inglés, *Anaerobic Filter*).
- c) Proceso de Lodos Activados o ASP (por sus siglas en inglés, *Activated Sludge Process*). Este sistema es aerobio.
- d) Reactor Secuencial Discontinuo o SBR (por sus siglas en inglés, *Sequencing Batch Reactor*). Este sistema tiene varias etapas en donde se pueden incluir distintas series de tratamientos: anaerobios, aerobios, anóxicos o la combinación de estos (mixto).

Al priorizar los estudios aplicados a escala real, se determinó que un tratamiento secuencial anaerobio-aerobio (mixto) es ideal, ya que se obtienen las ventajas de ambas tecnologías y se minimizan las desventajas que presentan cada una por separado. Además, ofrece la oportunidad de aprovechar otros productos de valor agregado derivados del proceso, tales como el biogás (anaerobio) y lodos activados

(aerobio). Un sistema anaerobio-aerobio que ha sido usado ampliamente y ha mostrado múltiples beneficios es la combinación UASB-ASP (Von Sperling, 2007).

En la Tabla 1 se muestran los datos relevantes de las cuatro tecnologías consideradas, así como del conjunto secuencial UASB-ASP.

Tabla 1. Cuadro comparativo de las tecnologías biológicas seleccionadas y sus principales parámetros en el tratamiento de aguas residuales domésticas con base en datos de Von Sperling (2007).

Parámetros	Unidad	AF	UASB	SBR	ASP	UASB-ASP	
Eficiencia promedio de remoción para aguas residuales domésticas	DBO ₅	%	80-85	60-75	90-97	85-93	85-93
	DQO	%	70-80	55-70	83-93	80-90	75-88
	SS	%	80-90	65-80	87-93	87-93	87-93
	Amoniaco	%	<45	<50	>80	>80	50-85
	NT	%	<60	<60	<60	<60	<60
	FT	%	<35	<35	<35	<35	<35
	CF	NMP 100 mL ⁻¹	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Espacio	m ² hab	0.2-0.35	0.03-0.1	0.12-0.25	0.12-0.25	0.08-0.2	
Energía para aireación	Potencia instalada	W hab ⁻¹	0	0	4.5-6.0	2.5-4.5	1.8-3.5
	Energía consumida	kWh hab ⁻¹ año ⁻¹	0	0	20-35	18-26	14-20
Volumen de lodo a:	Tratar	L hab ⁻¹ año ⁻¹	180-1,000	70-220	1,200-2,000	1,100-3,000	180-400
	Disponer	L hab ⁻¹ año ⁻¹	25-50	10-35	40-105	35-90	15-60
Costos de:	Construcción	USD hab ⁻¹	30-50	12-20	35-50	40-65	30-45
	Operación y Mantenimiento	USD hab ⁻¹ año ⁻¹	2.5-4.0	1.0-1.5	4.0-8.0	4.0-8.0	2.5-5.0
Problemas ambientales	Malos olores		++	++	+++	++++	++
	Ruido		++++	++++	+	+	+
	Insectos y gusanos		++++	++++	++++	++++	++++

Nota: SS: Sólidos Sedimentables; NT: Nitrógeno Total; FT: Fósforo Total; CF: Coliformes Fecales; NMP: Número Más Probable. La calificación asignada en los rubros de malos olores, ruido e insectos y gusanos puede variar de acuerdo con las condiciones locales. += menos favorable; ++++=más favorable.

Se puede observar en la Tabla 1 que el UASB presenta de forma individual las menores eficiencias de remoción de DQO, DBO₅ y SST; sin embargo, es el más económico en cuanto costos de construcción, operación y mantenimiento, ocupa el menor espacio, no genera lodos a tratar o disponer, no consume energía para agitación y sus impactos ambientales son similares a los del AF.

Además, el UASB ofrece como ventaja la posibilidad de generar biogás que podría emplearse para cubrir parte de los requerimientos energéticos de la planta. Más aún, cuando se combinan los sistemas UASB-ASP, se aprecia que superan al resto de tecnologías en todos los aspectos considerados. Por lo anterior, se determinó que el conjunto secuencial UASB-ASP, era el competidor ideal para el proceso fisicoquímico a base de zeolitas que se planea construir en el rastro TIF de Villahermosa.

Comparación y evaluación de la tecnología biológica y fisicoquímica

La metodología propuesta por Noyola *et al.* (2013) comienza con la comparación de las tecnologías seleccionadas mediante el uso de un cuestionario que abarca factores de sustentabilidad, y en el cual la respuesta deseable es la afirmativa, tal como se muestra en la Tabla 2.

Este cuestionario es el punto de partida para identificar si las tecnologías consideradas son aptas para el proyecto, no corresponde a una encuesta sino a un resultado consensuado por los interesados; para responderlo se contó con el apoyo de los tomadores de decisión del rastro y del proyecto de la PTAR, obteniéndose una mayor cantidad de respuestas afirmativas para el caso del sistema UASB-ASP, lo que indicó preliminarmente que es mejor opción que el sistema fisicoquímico, pero para demostrarlo se aplicaron las otras dos herramientas de la metodología.

El árbol de decisiones que se muestra en la Figura 3, es el segundo paso en la metodología de Noyola *et al.* (2013), e inicia al preguntar si se ha respondido el cuestionario, lo cual es importante pues filtra las tecnologías que no son recomendables para su aplicación en el rastro, ya que considera diversos datos técnicos relacionados con el prediseño de la PTAR. Después se define cuál es el área disponible, en el caso del rastro TIF de Villahermosa no hay espacio suficiente para sistemas lagunares o extensivos, por lo tanto, se limita a considerar sistemas compactos que en este caso serán el fisicoquímico a base de zeolitas y el biológico UASB-ASP.

Para realizar la comparación sistemática entre ambas tecnologías se consideraron los puntos referentes al prediseño de la PTAR, tal como se observa en la Figura 3, y se recopiló información fundamental para cada una de las opciones, tal como se observa en la Tabla 3.

La Tabla 3 indica que las eficiencias promedio de remoción para DQO, DBO₅ y SST son similares para ambas tecnologías, mientras que la remoción de nutrientes (NT y FT) es mayor para el sistema de zeolitas debido a su capacidad como medio filtrante y su intercambio iónico. Es importante destacar que la información para el sistema UASB-ASP es un condensado de múltiples estudios realizados a escala real, mientras que para el sistema a base de zeolitas los datos fueron recolectados de un solo informe de CONAGUA (2014), por lo que podrían variar bajo otras condiciones de proceso.

Tabla 2. Cuestionario de criterios de sustentabilidad con base en Noyola et al (2013).

PREGUNTAS	Zeolitas	UASB-ASP
Criterio Ambiental		
1 ¿Puede operar la planta dentro de las fluctuaciones de temperatura del medio ambiente presentes en la región?	SI	SI
2 ¿La dirección del viento dominante es favorable para la ubicación de la planta de tratamiento de aguas residuales en cuanto al transporte de aerosoles o posibles malos olores?	SI	SI
3 ¿Se tiene una estimación de la generación de gases de efecto invernadero por parte del proceso de tratamiento (agua y lodos)?	NO	NO
4 ¿Se cuenta con un estudio de impacto ambiental, incluso preliminar, que valore los impactos de la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales?	NO	NO
Criterio Técnico		
5 ¿Se ha identificado, dentro de lo posible, alguna tecnología aplicable al caso y que haya sido desarrollada o adaptada en la región o en el país?	SI	SI
6 ¿Se puede considerar que el agua residual a tratar es del tipo netamente municipal (DBO ₅ total por debajo de los 350 mg L ⁻¹)?	NO	NO
7 ¿Se está seguro de que no hay descargas industriales de relevancia, o de cualquier otro tipo, que alteren el carácter municipal del agua residual?	SI	SI
8 ¿En la tecnología propuesta se favorece el tratamiento biológico sobre los tratamientos fisicoquímicos?	NO	SI
9 ¿Se ha considerado dentro del tren de tratamiento del agua, al menos para efectos de comparación y evaluación, un sistema anaerobio?	NO	SI
10 ¿Se evita la dependencia de productos (enzimas, bacterias o microorganismos de cualquier tipo) que deban agregarse a la planta frecuentemente y generen dependencia económica?	NO	SI
11 ¿Se reconoce que la planta de tratamiento genera lodos y su cantidad y calidad están determinadas y se ha considerado su manejo?	SI	SI
12 ¿La planta de tratamiento, preferentemente, integra o contempla el tratamiento de lodos por vía biológica?	NO	SI
13 ¿En plantas pequeñas, se ha considerado dentro del tren de manejo de lodos, al menos para efectos de comparación y evaluación, los lechos de secado?	SI	SI
14 ¿Se tiene contemplado cómo disponer adecuadamente los lodos generados?	SI	SI
15 ¿La planta de tratamiento genera lodos susceptibles a ser usados como mejoradores de suelo o en la agricultura?	SI	SI
16 ¿La planta de tratamiento integra o contempla el control de olores?	NO	NO
17 ¿El control de olores hace uso de biotecnología o sistemas biológicos como biofiltros de composta?	NO	NO
18 ¿La planta de tratamiento integra o contempla la mitigación de ruido?	NO	NO
19 ¿Se tiene contemplado que hacer con el agua residual o agua parcialmente tratada durante el arranque de la planta o falla de la misma sin que afecte ostensiblemente al medio ambiente?	SI	SI
20 ¿La planta de tratamiento usa equipamiento de fácil compostura y reposición?	SI	SI
21 ¿Se considera que la tecnología usada en la planta de tratamiento favorece una fácil operación y mantenimiento de esta?	SI	SI
22 ¿Se considera que la planta no requiere personal altamente capacitado; es decir, puede ser operada por un profesional de nivel técnico medio con la capacitación necesaria?	SI	SI
23 ¿El consultor que propone la tecnología puede demostrar experiencia en su diseño y operación?	SI	SI

PREGUNTAS	Zeolitas	UASB-ASP
Criterio Económico		
24 ¿La tecnología utilizada en la planta de tratamiento puede contribuir de alguna forma con las actividades económicas de la región?	SI	SI
25 ¿En cuanto a la reparación y/o mantenimiento de los equipos de la planta es posible apoyarse con prestadores de servicios de la región?	SI	SI
26 ¿Se desglosa a detalle el costo de operación y mantenimiento de la planta de tratamiento?	SI	SI
27 ¿El costo de operación y mantenimiento de la planta es sostenible considerando las finanzas del municipio o del organismo responsable de su operación?	SI	SI
Criterio Social		
28 ¿Ha sido consultada la población directamente relacionada o posiblemente afectada sobre la construcción de la planta de tratamiento?	SI	SI
29 ¿Se ha hecho consciencia en la población sobre la necesidad y ventajas de contar con una planta de tratamiento de aguas residuales?	SI	SI
30 ¿Se ha definido el esquema de participación ciudadana durante el proceso de toma de decisiones, así como para la adjudicación, construcción y operación?	SI	SI
31 ¿Se considera contratar personal de la comunidad?	SI	SI
32 ¿Se cuenta con un plan de apoyo para la educación de la comunidad (visitas guiadas, museo, servicio social, entre otras acciones)?	NO	NO
33 ¿Se cuenta con un plan de capacitación para los empleados?	SI	SI
34 ¿Se cuenta con un plan de respuesta a emergencias y brigadas de protección civil dentro de la planta?	SI	SI
Total de respuestas afirmativas	23	27

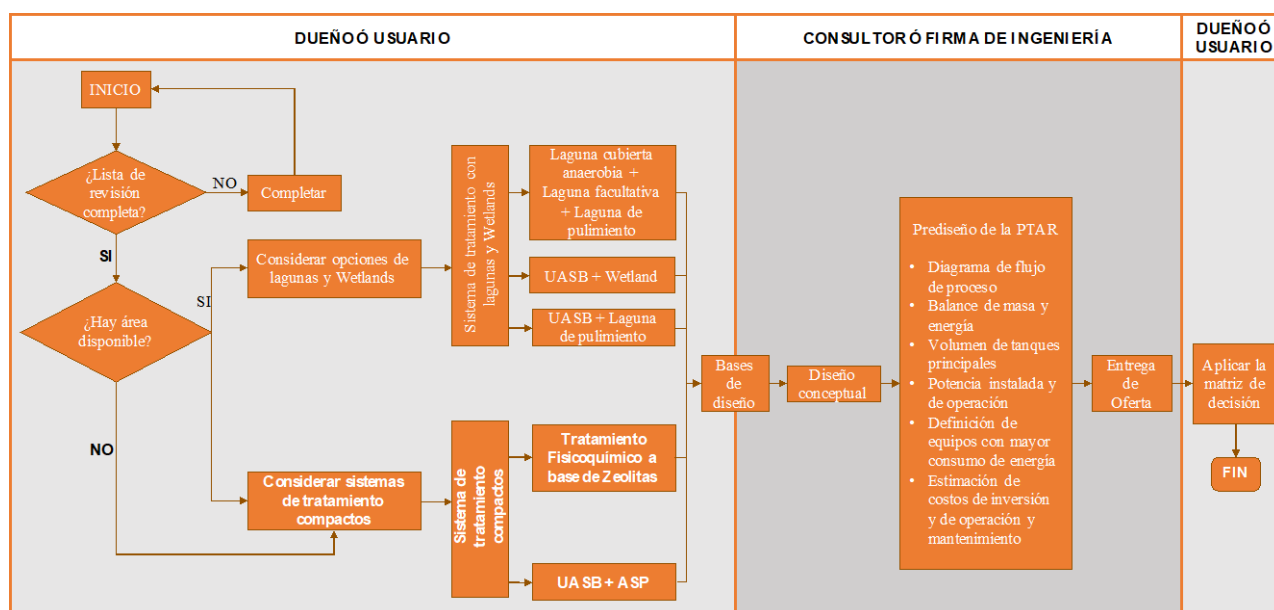


Figura 3. Árbol de decisiones para la preselección de tecnologías (Noyola et al., 2013).

Tabla 3. Cuadro comparativo del sistema a base de zeolitas y el conjunto UASB-ASP.

Elementos comparables	Tecnología fisicoquímica Zeolitas	Tecnología biológica UASB-ASP
Eficiencia promedio de Remoción (%) de DBO ₅	90.9	93
Eficiencia promedio de Remoción (%) de DQO	85.8	88
Eficiencia promedio de Remoción (%) de SST	97.5	93
Eficiencia promedio de Remoción (%) de NT	81.5	<60
Eficiencia promedio de Remoción (%) de FT	99.5	<35
CF (NMP 100 mL ⁻¹)	<3	1-2
Diseño Conceptual	Tratamiento preliminar, primario, secundario y disposición de lodos.	Tratamiento preliminar, primario, secundario, disposición de lodos y emisiones gaseosas.
Espacio o superficie de obra (m ²)	175	<200
Volumetría de tanques	Cárcamo de 10 m ³ , cisterna de aguas negras de 100 m ³ y cisterna de aguas tratadas 20 m ³ .	
Potencia instalada (W)	8,761	3,500
Consumo de energía (kWh año ⁻¹)	16,113.6	<20,000
Costo aproximado de energía eléctrica en la tarifa DIT (Demanda industrial en transmisión) en horario punta: \$1.40 MXN kWh ⁻¹ .	\$22,559.04 MXN kWh ⁻¹ año ⁻¹	\$28,000.00 MXN kWh ⁻¹ año ⁻¹
Cargo fijo aproximado de energía eléctrica en la región sureste, en el estado de Tabasco, municipio de centro: \$2,300.00 MXN mes ⁻¹	\$55,200.00 MXN año ⁻¹	\$55,200.00 MXN año ⁻¹
Costo aproximado de energía eléctrica en la PTAR (MXN año ⁻¹)	\$77,760.00	\$83,200.00
Plantilla de operación y grado de especialización.	Capacitación y supervisión para el uso y manejo de los equipos.	
Costos de operación y mantenimiento (MXN m ³ de agua tratada)	\$3.92	\$2.54
Costos de operación y mantenimiento (MXN año ⁻¹)	\$143,080.00	\$93,000.00
Costos de construcción (MXN)	>\$840,000.00	\$840,000.00
Volumen de lodos a tratar (L año ⁻¹)	No hay datos	59,940-400,000 (164-1,095 L d ⁻¹)
Volumen de lodos a disponer (L año ⁻¹)	12,775-18,250 (35-50 L d ⁻¹)	4,995-60,000 (13-164 L d ⁻¹)

Nota: Elaboración propia basada en datos de Von Sperling (2007), informe de CONAGUA (2014) sobre remoción de contaminantes de una planta de tratamiento de aguas residuales a base de zeolitas fabricada por la empresa Zeolitas e Insumos Nacionales S.A. de C.V., y datos proporcionados por los encargados del proyecto del rastro TIF de Villahermosa.

En cualquier caso, los porcentajes de remoción de ambas tecnologías mostrados en la Tabla 3, son favorables para cumplir con la normatividad aplicable. El diseño conceptual de ambos trenes de tratamiento también es similar, la única diferencia es que para el UASB-ASP se deberá considerar la producción de biogás, que puede ser utilizado para reducir el consumo energético de la planta por cogeneración. Con respecto al espacio requerido y la volumetría de los tanques ambas tecnologías son compactas y el caudal diario a tratar es el mismo 100,000 litros.

Las principales diferencias observadas en Tabla 3 son:

- 1) La potencia instalada en la planta de zeolitas será más del doble que la del UASB-ASP.
- 2) El costo anual estimado por consumo energético es menor para el sistema basado en zeolitas; sin embargo, el cálculo para el UASB-ASP no considera la posible cogeneración energética a partir del biogás que podría incluso ser inferior al de las zeolitas.
- 3) Los costos de operación y mantenimiento anuales son menores para el sistema UASB-ASP, siendo la opción más viable.

Aunque el costo por la dosificación de reactivos (coagulante y floculante) del sistema de zeolitas ya se encuentra incluido dentro del costo anual de operación y mantenimiento, el proveedor indica que las zeolitas requieren de una regeneración cada seis meses para garantizar su buen funcionamiento y aprovechar al máximo su tiempo de vida útil (3 a 5 años). Dicha regeneración se debe realizar con una solución de salmuera (aproximadamente 100 kg de cloruro de sodio para el volumen de zeolitas de la PTAR). Al término de su vida útil se deberán adquirir nuevas zeolitas (3.5 toneladas para una PTAR de 35 m³).

La matriz de decisión es la última herramienta de la metodología, y permite una evaluación más objetiva y de tipo cuantitativa. Primero, se asignó un valor según su importancia a cada uno de los diez rubros de la matriz (ponderación). Una vez valorados los rubros, se calificó cada una de las tecnologías para obtener las puntuaciones finales y seleccionar la más sustentable. En las Figuras 4 y 5 se muestran respectivamente las matrices de decisión para los sistemas de zeolitas y UASB-ASP con las puntuaciones y ponderaciones correspondientes a cada rubro.

Las Figuras 5 y 6 muestran claramente que el sistema UASB-ASP, es más sustentable que el sistema a base de zeolitas para el rastro TIF de Villahermosa. La tecnología fisicoquímica arroja un resultado de 64 puntos, mientras que la biológica tiene 84 puntos. Se asignó al rubro de costo la mayor ponderación (35%), ya que es uno de los factores más importantes al momento de elegir un tratamiento, y se obtuvo una diferencia de 14 puntos a favor del UASB-ASP.

#	A	B	C	D	E
	%	PROCESO EVALUADO: SISTEMA FISCOQUÍMICO A BASE DE ZEOLITAS RUBROS EVALUADOS	CALIFICACIÓN 0= no aplica 1= deficiente 3= adecuado 5= muy bueno	C/5 (excepto en renglones 7.3, 8.5, 9.6 y 10.7)	D* A
1	5	APLICABILIDAD DEL PROCESO	3	0.6	3
2	10	GENERACIÓN DE RESIDUOS	3	0.6	6
3	0	ACEPTACIÓN POR PARTE DE LA COMUNIDAD	5	1	0
4	10	GENERACIÓN DE SUBPRODUCTOS CON VALOR ECONÓMICO O DE REÚSO	3	0.6	6
5	5	VIDA ÚTIL	5	1	5
6	0	REQUERIMIENTO DE ÁREA	5	1	0
7	35	COSTO			
7.1		Inversión	3		
7.2		Operación y mantenimiento	3		
7.3		Sumar las casillas 7.1 C y 7.2 C y dividir el total entre 10. El resultado anotarlo en la casilla 7.3 D		0.6	21
8	15	DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN			
8.1		Criterios de diseño	3		
8.2		Experiencia del contratista	0		
8.3		Tecnología ampliamente probada	3		
8.4		Complejidad en la construcción y equipamiento	5		
8.5		Sumar las casillas 8.1 C, 8.2 C, 8.3 C y 8.4 C y dividir el total entre 20. El resultado anotarlo en la casilla 8.5 D		0.55	8.3
9	15	OPERACIÓN			
9.1		Flexibilidad de operación	5		
9.2		Confiabilidad del proceso	5		
9.3		Complejidad de operación del proceso	5		
9.4		Requerimiento de personal	0		
9.5		Disponibilidad de repuestos y centros de servicio	3		
9.6		Sumar las casillas 9.1 C, 9.2 C, 9.3 C, 9.4 C y 9.5 C y dividir el total entre 25. El resultado anotarlo en la casilla 9.6 D		0.72	11
10	5	ENTORNO			
10.1		Influencia de la temperatura	5		
10.2		Producción de ruido	5		
10.3		Contaminación visual	5		
10.4		Producción de malos olores	5		
10.5		Generación de gases de efecto invernadero (huella de carbono)	0		
10.6		Condiciones para la reproducción de animales dañinos	5		
10.7		Sumar las casillas 10.1 C, 10.2 C, 10.3 C, 10.4 C, 10.5 C y 10.6 C y dividir el total entre 30. El resultado anotarlo en la casilla 10.7 D		0.83	4.2
11	100	SUMAR LOS VALORES DE LA COLUMNA E Y ANOTAR EL RESULTADO EN LA CASILLA 11 E			64

Figura 4. Matriz de decisión para el tratamiento fisicoquímico a base de zeolitas con base en la metodología Noyola *et al.* (2013).

#	A	B	C	D	E
	%	PROCESO EVALUADO: UASB + ASP RUBROS EVALUADOS	CALIFICACIÓN 0= no aplica 1= deficiente 3= adecuada 5= muy bueno	C/5 (excepto en renglones 7.3, 8.5, 9.6 y 10.7)	D* A
1	5	APLICABILIDAD DEL PROCESO	5	1	5
2	10	GENERACIÓN DE RESIDUOS	3	0.6	6
3	0	ACEPTACIÓN POR PARTE DE LA COMUNIDAD	5	1	0
4	10	GENERACIÓN DE SUBPRODUCTOS CON VALOR ECONÓMICO O DE REÚSO	5	1	10
5	5	VIDA ÚTIL	5	1	5
6	0	REQUERIMIENTO DE ÁREA	5	1	0
7	35	COSTO			
7.1		Inversión	5		
7.2		Operación y mantenimiento	5		
7.3		Sumar las casillas 7.1 C y 7.2 C y dividir el total entre 10. El resultado anotarlo en la casilla 7.3 D		1	35
8	15	DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN			
8.1		Criterios de diseño	5		
8.2		Experiencia del contratista	0		
8.3		Tecnología ampliamente probada	5		
8.4		Complejidad en la construcción y equipamiento	3		
8.5		Sumar las casillas 8.1 C, 8.2 C, 8.3 C y 8.4 C y dividir el total entre 20. El resultado anotarlo en la casilla 8.5 D		0.65	9.8
9	15	OPERACIÓN			
9.1		Flexibilidad de operación	5		
9.2		Confiabilidad del proceso	5		
9.3		Complejidad de operación del proceso	3		
9.4		Requerimiento de personal	0		
9.5		Disponibilidad de repuestos y centros de servicio	3		
9.6		Sumar las casillas 9.1 C, 9.2 C, 9.3 C, 9.4 C y 9.5 C y dividir el total entre 25. El resultado anotarlo en la casilla 9.6 D		0.64	9.6
10	5	ENTORNO			
10.1		Influencia de la temperatura	5		
10.2		Producción de ruido	3		
10.3		Contaminación visual	5		
10.4		Producción de malos olores	5		
10.5		Generación de gases de efecto invernadero (huella de carbono)	0		
10.6		Condiciones para la reproducción de animales dañinos	5		
10.7		Sumar las casillas 10.1 C, 10.2 C, 10.3 C, 10.4 C, 10.5 C y 10.6 C y dividir el total entre 30. El resultado anotarlo en la casilla 10.7 D		0.77	3.8
11	100	SUMAR LOS VALORES DE LA COLUMNA E Y ANOTAR EL RESULTADO EN LA CASILLA 11 E			84

Figura 5. Matriz de decisión para tratamiento biológico UASB-ASP con base en la metodología Noyola *et al.* (2013).

Conclusiones

Evaluar tecnologías para el tratamiento de aguas residuales puede llegar a ser una labor sumamente complicada para los involucrados, ya que además de los impactos al ambiente y la comunidad deben considerarse exigencias técnicas, legales, económicas, financieras y contractuales de la organización y su entorno (municipio, estado y federación). Por lo tanto, para facilitar esta tarea se debe recopilar una gran cantidad de información a partir de fuentes fidedignas, que permitan una comparación objetiva y sistematizada a fin de seleccionar la más adecuada.

Las aguas residuales de los rastros impactan negativamente a cuerpos receptores, suelo, aire, y simultáneamente, a la salud de los seres vivos en contacto con sus contaminantes. Se estima que solo 2.5% de los rastros en México cuentan con una PTAR. Es importante que el diseño de nuevos rastros municipales considere un sistema de tratamiento de aguas residuales, la metodología propuesta por Noyola *et al.* (2013) permite seleccionar la tecnología más sustentable considerando aspectos técnicos, económicos, ambientales y sociales.

La aplicación de dicha metodología permitió comparar sistemáticamente dos tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales del rastro TIF de Villahermosa; una fisicoquímica a base de coagulación-floculación y filtro de zeolitas seleccionada por los constructores del rastro, y otra biológica UASB-ASP seleccionada por los autores de este estudio. Mediante 3 herramientas (un cuestionario de criterios sustentables, el árbol de decisión, y la matriz de decisión), y considerando la calidad inicial promedio del agua residual de rastros, así como el cumplimiento de la NOM-002-SEMARNAT-1996, se determinó que el sistema UASB-ASP es el más adecuado porque:

- No depende del consumo de reactivos químicos (coagulante y floculante).
- No utiliza un soporte que deba ser recambiado o regenerado.
- Su costo de inversión es considerablemente menor que el sistema fisicoquímico.
- Los costos de operación y mantenimiento son también inferiores.
- Los requerimientos energéticos y producción de lodos a tratar o disponer son bajos.
- Cuenta con un diseño simple y estable.
- Genera biogás que podría ser aprovechado como energético en la PTAR, entre otras ventajas.

Una ventaja de la metodología utilizada es que es flexible, permitiendo a los tomadores de decisión variar la ponderación de cada rubro, adaptando aún más el resultado a sus necesidades, pero conservando la imparcialidad que es fundamental para acertar en la decisión final.

En cualquier selección de tecnologías de tratamiento de aguas residuales se debe partir de la idea que en sistemas biológicos se transforman los contaminantes a compuestos menos dañinos (CO₂ y células en tratamiento aerobio y biogás en tratamiento anaerobio), mientras que las fisicoquímicas suelen transferir los contaminantes de una fase a otra, por lo que suelen requerirse tratamientos adicionales de regeneración, disposición o confinamiento. Es posible que dentro de las opciones fisicoquímicas, el proceso de Zeolitas e Insumos Nacionales S.A. de C.V. sea uno de los más adecuados para el rastro TIF de Villahermosa; sin embargo, los autores consideran que debieron evaluarse también las diversas opciones biológicas, de allí la importancia del presente estudio.

Agradecimientos

Los autores agradecen el apoyo del Fondo Sectorial CONACYT-SENER-SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICA (2017), por la beca otorgada para realizar estudios de Maestría en Tecnologías para el Desarrollo Sustentable de Zonia Cárdenas Garza. Del mismo modo, se agradecen todas las facilidades e información proporcionada por el personal encargado del proyecto de la PTAR del rastro TIF de Villahermosa Tabasco.

Referencias bibliográficas

- Aziz, A., Basheer, F., Sengar, A., Irfanullah, Khan, S., Farooqi, I. (2019) Biological wastewater treatment (anaerobic-aerobic) technologies for safe discharge of treated slaughterhouse and meat processing wastewater. *Science of the Total Environment*, **686**, 681–708.
- Balladares, M. (1998) *Rellenos sanitarios y tratamiento de residuos líquidos de mataderos municipales*. Instituto Nicaragüense de Fomento Municipal (INIFOM) Managua, Nicaragua.
- Castañeda, B., Marco, C. (2007) *Tratamiento y aprovechamiento de los efluentes generados en la industria cárnica*. Asociación para Investigación en Tecnologías Apropriadas S.C., 1-10 pp.
- COFEPRIS (2006) *Evaluación de riesgos de los rastros y mataderos municipales*. Disponible en: [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/154388/Evaluacion de riesgos de los rastros y mataderos municipales.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/154388/Evaluacion_de_risgos_de_los_rastros_y_mataderos_municipales.pdf)
- Collado, E (2019) Diario Presente. *Nuevo rastro con enfoque empresarial; evitarán errores cometidos en UGRT*. Disponible en: <https://www.diariopresente.mx/tabasco/nuevo-rastro-con-enfoque-empresarial-evitaran-errores-cometidos-en-ugrt/237694>
- CONAGUA (2014) *Informe sobre la eficiencia de remoción de contaminantes en una planta de tratamiento de aguas residuales a base de zeolitas fabricada por Zeolitas e Insumos Nacionales, S.A. de C.V.* Disponible en: <https://zeolitas.mx/wp-content/uploads/2018/11/informe-conagua-zeolitas-1.pdf>
- COWI (2000) *Cleaner Production Assessment in Meat Processing*. Disponible en: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9571/Cleaner%20Production%20Assessment%20in%252%20Meat%20Processing2000321.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Jiexiang, G. y Suren, T. (1993) *The application of natural zeolite in China*. *Proceeding Intern. Congress Applied Mineralogy*, ICAM' 93, Fremantle, Wester Australia, 31 Mayo/2 Junio.
- Jiménez, A. (2017) *Zeolitas y el tratamiento de aguas residuales en México*. Disponible en: <https://jimenezmerino.blogspot.com/2017/05/zeolitas-y-el-tratamiento-de-aguas.html>
- Kelly, A. (2002) Tratamiento de Aguas Residuales en Latinoamérica. Identificación del Problema. *Agua Latinoamericana*, **2**(5), 1-4.
- López-López, A., De la Barrera, J., Vallejo, R., Barahona, C. (2008) Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. *Interciencia*, **33**(7), 490-495.
- Margeta, K., Logar, N.Z., Šiljeg, M., Farkaš, A. (2013) Natural zeolites in water treatment - how effective is their use. *Water Treatment*, 81-112 pp. Disponible en: <https://www.intechopen.com/books/water-treatment/natural-zeolites-in-water-treatment-how-effective-is-their-use>
- NOM-002-ECOL-1996. *Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal*. Disponible en: <https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3295/1/nom-002-semarnat-1996.pdf>
- NOM-194-SSA1-2004. *Productos y servicios. Especificaciones sanitarias en los establecimientos dedicados al sacrificio y faenado de animales para abasto, almacenamiento, transporte y expendio. Especificaciones sanitarias de productos*. Disponible en: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/194ssa104.html>

- Noyola, A. Morgan-Sagustame, J.M., Güereca, L.P. (2013) *Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. II-UNAM, México. Disponible en: http://www.pronatura-sur.org/web/docs/Tecnologia_Aguas_Residuales.pdf
- Sánchez, J. (2015) *Degradación fotocatalítica y caracterización estructural de tobas zeolíticas*. ESQUIE-IPN, México. Disponible en: <https://tesis.ipn.mx/jspui/bitstream/123456789/17850/1/25-1-16773.pdf>
- SENASICA (2015) *Establecimientos Tipo Inspección Federal (TIF)* Disponible en: <https://www.gob.mx/senasica/acciones-y-programas/establecimientos-tipo-inspeccion-federal-tif>
- SIAP-SAGARPA (2007) *Directorio Nacional de Centros de Sacrificio de los Estados Unidos Mexicanos*. Disponible en: http://www.campomexicano.gob.mx/portal_siap/Integracion/EstadisticaBasica/Pecuario/Rastros/trabcam_p2.pdf
- Vallejo, R., López-López, A., Gallardo, J. (2019) *Manejo integral de efluentes residuales generados en los rastros municipales*. CIATEJ, México. Disponible en: <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1023/683/1/1%20Libro%20rastros%20version%20final.pdf>
- Veall F. (1997) *Estructura y funcionamiento de los mataderos medianos en los países en desarrollo. Producción y Sanidad Animal*. Disponible en: <http://www.fao.org/3/T0566S/T0566S00.htm>
- Von Sperling, M. (2007) *Wastewater characteristics, treatment and disposal*. Biological wastewater treatment series. IWA Publishing. Disponible en: <https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781780402086.pdf>
- Wang, S.; Peng, Y. (2010) Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, **156**(1), 11-24.
- Zeolitas e Insumos Nacionales S.A de C.V. (2018) *¿Porque un proceso fisico-químico?*. Disponible en: <https://zeolitas.mx/porque-un-proceso-fisico-quimico>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ANÁLISIS CUANTITATIVO DE LOS INCENDIOS OCURRIDOS ENTRE 2006 Y 2017 EN LA SUB-CUENCA DEL RÍO ITACAIUNAS, MARABA, PARA, BRASIL

Paulo da Silva Garcia¹
Layla Bianca Almeida Dias¹
Lucimar Costa Pereira²
* Antônio Pereira Júnior³

QUANTITATIVE ANALYSIS OF FIRES BETWEEN 2006 AND 2017 IN THE ITACAIUNAS RIVER SUB BASIN, MARABÁ, PARÁ, BRAZIL

Recibido el 7 de julio de 2020. Aceptado el 31 de mayo de 2021

Abstract

Flammability in forests in the Brazilian Amazon, especially in the southern and southeastern regions of the state of Pará, is high. Therefore, the objective of this study was the survey of data on fires that occurred in the sub-basin of the Itacaiunas River between 2006 and 2017. The method used was deductive, with quantitative and qualitative coverage, and nature applied. The data analyzed were obtained from freely accessible sites involved with the focus of these studies, such as the Ministry of the Environment, the National Institute of Space Research, the Brazilian Amazon Forest Monitoring Program, and the Burned Database. The analysis of the data obtained for the period under investigation indicated that in the sub-basin of the Itacaiunas River, the municipality of Marabá presented high indices ($n = 4.122$; 41.4%), Eldorado dos Carajás introduced a lower index ($n = 1.583$; 15.9%). In the case of Marabá, the growing timber extraction is one of the reasons for this amount of burning. The lowest index of all was registered in Sapucaia ($n = 128$; 1.3%), which has vegetable extraction, hunting, and fishing as its economy. Therefore, the fires in these regions are associated with the economic aspects developed by them, so they need new information more frequently from further academic studies, always based on the comparative content of previous research to verify their alleviation or reduction.

Keywords: cutting and burning, georeferencing, land use and occupation.

¹ Universidad del Estado de Pará, Brasil.

² Departamento de Geografía, Universidad Federal de Pará, Brasil.

³ Departamento de Ingeniería Ambiental, Laboratorio de Calidad Ambiental, Universidad Estatal de Pará, Campus VI, Rodovia PA 125, s/n. CEP:68628-200. Paragominas – Pará. Email: antonio.junior@uepa.br

Resumen

La inflamabilidad de los bosques de la Amazonia brasileña, especialmente en las regiones sur y sudeste del estado de Pará, es una amenaza para el ecosistema y para las poblaciones y comunidades tradicionales. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue el estudio de los datos sobre los incendios ocurridos en la subcuenca del río Itacaiunas entre 2006 y 2017. El método utilizado fue deductivo, con cobertura cuantitativa y cualitativa, y se aplicó la naturaleza. Los datos analizados se obtuvieron de sitios de libre acceso relacionados con el foco de estos estudios, como el Ministerio de Medio Ambiente, el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales, el Programa de Monitoreo de la Selva Amazónica Brasileña y la Base de Datos de Quemados. El análisis de los datos obtenidos para el período analizado indicó que en la subcuenca del río Itacaiunas, el municipio de Marabá, presentaba altos índices ($n = 4.122$; 41.4%), Eldorado dos Carajás presentaba un índice más bajo ($n = 1.583$; 15.9%). En el caso de Marabá, la creciente extracción de madera es una de las razones de esta cantidad de quema. El índice más bajo de todos se registró en Sapucaia ($n = 128$; 1.3%), que tiene como economía la extracción de vegetales, la caza y la pesca. Por lo tanto, los incendios en estas regiones están asociados a los aspectos económicos desarrollados por ellas, por lo que necesitan con mayor frecuencia nueva información de nuevos estudios académicos, siempre basados en el contenido comparativo de investigaciones anteriores para verificar su aligeramiento o reducción.

Palabras clave: corte y quema, georreferenciación, uso y ocupación de la tierra.

Introducción

La inflamabilidad en el Amazonas como bioma muestra un aumento en veinte años y esto ha causado una disminución en la tasa de precipitación ($< 20\%$) y un aumento de la temperatura (2° a 8° C), lo que puede determinar una sabanización y reducción de las cuencas y subcuencas de este bioma (Coe *et al.*, 2013; Fonseca-Morello *et al.*, 2017; Nepstad, 2001).

La quema, especialmente en la Amazonia brasileña, la práctica desenfrenada en la selva amazónica ha aumentado el número de hospitalizaciones de niños menores de cinco años, así como la vulnerabilidad de las comunidades tradicionales a las enfermedades respiratorias (SBMFC, 2019). causando la pérdida de hábitats, lo que contribuye a la reducción de la biodiversidad de plantas y animales, especialmente los monos que viven en esta región el 20% de las 6000 especies del universo (Vidal, 2012).

Sin embargo, hay que tener en cuenta que estos incendios pueden tener un origen no antrópico, es decir, la presencia de fragmentos de carbón vegetal como componente del suelo en los bosques tropicales, indican que esto ya ocurría entre 250 y 600 años antes del presente (AP), por lo que después de un incendio, se generan cambios climáticos como una reducción de la humedad por parte de la vegetación arbórea (Mélo *et al.*, 2011).

Uno de los impactos negativos más frecuentes después de los incendios se refleja en el suelo. Provoca el empobrecimiento del suelo, la pérdida de humedad, la escasez de la dinámica de los descomponedores de materia orgánica, lo que dificulta el reemplazo adecuado de los macronutrientes y en consecuencia, la fertilidad del suelo (Sá *et al.*, 2006; 2007).

En el estado de Pará, los incendios son frecuentes, ya que, en 2018, 46 (n = 31,94%), de los 144 municipios del estado, totalizaron 2015 brotes de esta acción, de los cuales 85 ocurrieron en zonas de pastos y agrícolas. En este último, la plantación de mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) en la región del Amazonas, utilizando el modelo de corte y quema (SEMAS, 2018).

En el perímetro de la subcuenca del río Itacaiúnas están presentes los municipios de Água Azul do Norte, Canaã dos Carajás, Curionópolis, Eldorado dos Carajás, Marabá, Parauapebas y parte de las regiones de São Geraldo do Araguaia, Sapucaia, Piçarras y Xinguara (Souza Filho *et al.*, 2016).

Debido a que estos municipios están situados en la parte sudoriental del estado de Pará, algunos de los principales productos básicos del país están presentes como actividad económica, siendo estos los sectores de la agricultura y la ganadería, la exploración minera, la extracción vegetal y los servicios de procesamiento de hierro en bruto (Santos, 2017).

Entre los principales municipios ubicados en la subcuenca de los ríos Itacaiúnas, Marabá y Parauapebas, se destacan por su capacidad para suministrar materias primas o insumos que abastecen a las industrias productoras de bienes de consumo, la mayoría de ellas ubicadas en la región amazónica, como la región de Carajás, que debido a las actividades mineras abarca los principales municipios económicamente dependientes de la minería en la región sudoriental de Pará, como Canaã dos Carajás, Curionópolis, Marabá, Ourilândia do Norte, Parauapebas y São Félix do Xingu (Palheta *et al.*, 2017; Rolnik y Klink, 2011).

Además, las prácticas de quema son actividades que ponen en peligro el equilibrio y la calidad del ecosistema de la subcuenca del río Itacaiúnas. Se trata de prácticas antrópicas impulsadas por la intensa exploración de los principales productos básicos de los sectores minero y ganadero que movilizan el desarrollo de la región sudoriental del estado de Pará (Santos *et al.*, 2019).

Otra preocupación para esta región, especialmente en los municipios de Parauapebas, Água Azul do Norte y Canaã dos Carajás, es la existencia de una Unidad de Conservación (UC) del tipo Bosque Nacional creado por el Decreto Ley n.º 2.486 (1998) con una superficie total de aproximadamente 4.10⁵ ha, e alberga tres tipos de bosques: Campos abiertos ombrofilicos, densos ombrofilicos y ferruginoso rupestre (Rios y Vidal, 2018).

En esta, hay también otras UC's: Igarapé Gelado Ambiental; Área de Protección Ambiental de Gelado, la Selva Nacional de Itacaiúnas, la Selva Nacional de Tapirapé-Aquiri y la Reserva Biológica de Tapirapé, la Reserva Indígena de Xicrin do Catete, forman un mosaico de áreas protegidas que cubre 1,2 millones de hectáreas (Moraes y Silva, 2018).

Todos estos hechos justificaron este estudio y elevaron su relevancia porque generó datos que permitirán a los gestores municipales elaborar, inspeccionar y vigilar la evolución o involución de los incendios. Por lo tanto, el objetivo estaba vinculado a la identificación, cuantificación y calificación, en función de la intensidad de los incendios en los 10 municipios que componen la subcuenca del río Itacaiunas en Pará.

Materiales y métodos

El método aplicado en el diseño de la investigación fue el deductivo, que parte de la observación sistemática de la premisa y de los intentos de experimentar con las conjeturas y eliminar los errores (Vieira *et al.*, 2017). Además, fue posible desarrollar la investigación de carácter exploratorio aplicada con alcance cuantitativo (Marconi y Lakatos, 2017). Los datos anteriores se obtuvieron de los motores de búsqueda de acceso abierto como el Portal de Periódicos de la Coordinación del Mejoramiento del Personal de la Enseñanza Superior (CAPES), Scientific Electronic Library Online (SciELO) y Science Direct.

Área de Estudio

Situada en la parte sudoriental de Pará (Figura 1), la unidad de planificación hidrográfica del río Itacaiúnas abarca los municipios de: Água Azul do Norte, Canaã dos Carajás, Curionópolis, Eldorado dos Carajás, Marabá, Parauapebas y las microrregiones de São Geraldo do Araguaia, Sapucaia, Piçarras y Xinguara. Así, esta subcuenca pertenece a la región hidrográfica de Tocantins-Araguaia, que comprende alrededor del 3,30% del estado de Pará (Penereiro *et al.*, 2016).

Para la elección de los datos se tomaron en consideración los siguientes parámetros los meses de junio a octubre, ya que, en este período de los años en la región estudiada, hay una baja humedad, ausencia de precipitaciones y elevación de temperaturas que se corrobora con la ocurrencia de incendios y deforestación (Abreu y Souza, 2016).

Esta área de la unidad hidrográfica tiene dos tipos de bosques dominantes: bosques ombrofilos densos y abiertos característicos del bioma amazónico (Viana y Gil, 2018). Está clasificado en la clasificación de Köppen-Geiger, como tipo "Aw" y "Am", típico de los climas tropicales y tropicales húmedos, con una temperatura media superior a 22°C, un período seco prolongado y lluvias definidas (Alvares *et al.*, 2013; Dubreuil *et al.*, 2017).

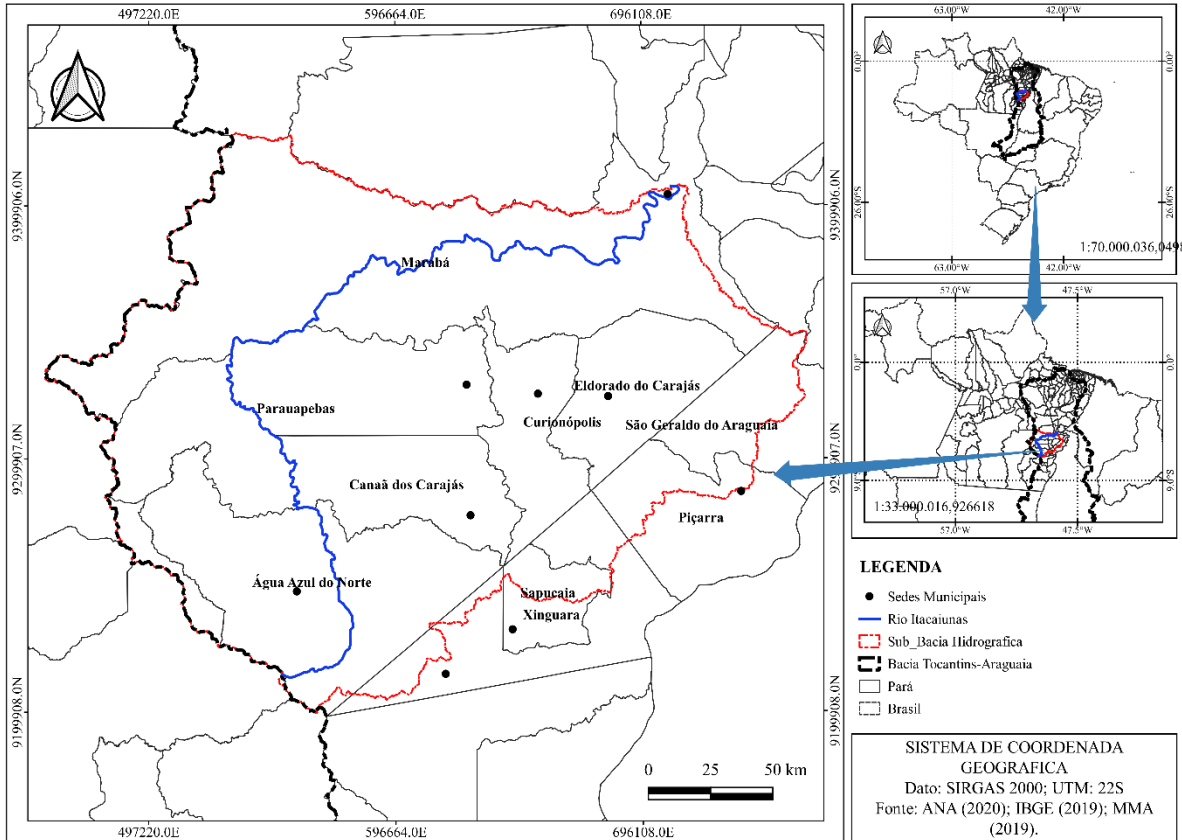


Figura 1. Ubicación de la subcuenca del río Itacaiúnas.

Diseño De La Investigación

El método aplicado en el diseño de la investigación fue el deductivo, que parte de la observación sistemática de la premisa y de los intentos de experimentar con las conjeturas y eliminar los errores (Vieira *et al.*, 2017). Además, fue posible desarrollar la investigación de carácter exploratorio aplicada con alcance cuantitativo (Marconi y Lakatos, 2017). Los datos anteriores se obtuvieron de los motores de búsqueda de acceso abierto como la Coordinación del Mejoramiento del Personal de la Enseñanza Superior (CAPES), Scientific Electronic Library Online (SciELO) y Science Direct.

Para el desarrollo de esta investigación se utilizaron datos tabulares disponibles gratuitamente en plataformas digitales gubernamentales: Base de Datos Quemados (BDQUEIMADAS) disponible en la página web del Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE), el límite de la

subcuenca del río Itacaiúnas y la red hidrográfica, se obtuvieron en la Agencia Nacional del Agua (ANA), los archivos de límites municipales se recogieron en el Ministerio de Medio Ambiente (MMA), todos tratados en la plataforma gratuita QGIS 3.4 ltr. La recolección se llevó a cabo en los archivos y en los enlaces oficiales abiertos (Tabla 1).

Tabla 1. Objetos de búsqueda y enlaces utilizados para localizar y obtener.

DADOS	LOCAL DE BUSCA	DATUM	ESC
Perfil de la subcuenca del río Itacaiúnas	Agencia Nacional del Agua (ANA) ¹ .	WGS 84	--
La forma de los hervideros	Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE) ² .	WGS 84	--
Perfil de la Deforestation	Programa de Detección de Deforestación en Tiempo Real (DETER) ³ .	GRS 1980 ellipsoid	--
La forma de los cuerpos de agua	Agência Nacional de Águas (ANA) ⁴ .	WGS 84	1:1.000.000
Shapefile do limite municipal	Ministério do Meio Ambiente (MMA) ⁵ .	SAD 69	1:100.000

Subtítulos: Datum: Modelo de la Tierra; ESC: Escala.

Enlaces: ¹<http://dados.gov.br/dataset/unidade-de-planejamento-too-hidrico>; ²<http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>;

³<http://www.obt.inpe.br/deter/cadastro.php>; ⁴<http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>;

⁵<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>

Los Archivos Focales de Queimadas se utilizan del satélite NOAA-12 (2006 a 2007), que hasta 2007 se utilizaba como satélite de referencia, ya para los años 2008 a 2017 el satélite NOAA-15 es el actual satélite de referencia (INPE, 2019).

Con la obtención de estos datos, se rediseñaron al Sistema de Coordenadas Geográficas SIRGAS 2000, con archivos de datos geospaciales en forma vectorial (Shapefile) por la función de guardar características como. Además, los archivos de foco de quemado se obtienen mediante el procesamiento diario de imágenes del sensor Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (AVHRR), que está acoplado a los satélites polares NOAA-12 y NOAA-15, para los años 2006 a 2017.

Después de tabular los datos de las quemaduras, todos se superponen en el límite del área de estudio. Todo el procesamiento de datos fue hecho por el *software* QGIS, versión 3.4 ltr. Los datos digitales que se superponen al área de estudio se generan por etapas los mapas multitemporales del núcleo por medio de recorridos que parten del uso de la extensión de la intensidad del calor (Figura 2).

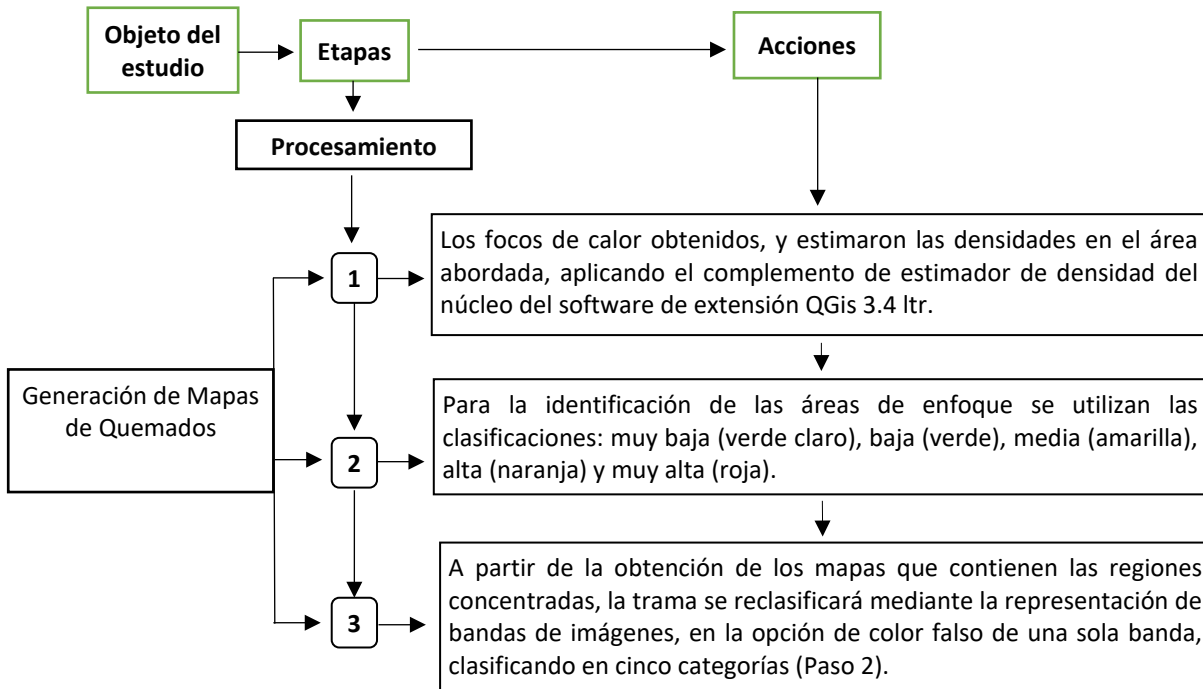


Figura 2. Diagrama de flujo de los pasos y acciones de procesamiento y análisis de datos.

Las clases se definen en: muy bajo, en verde claro; bajo, en verde; medio, en amarillo; alto, en naranja y muy alto, en rojo (Oliveira, U y Oliveira, P, 2017). Se decidió utilizar el algoritmo del estimador de densidad, ya que es el método simple y efectivo para analizar el comportamiento de los patrones de puntos, y calcula la ocurrencia del evento espacial del área de estudio. Además, la función cuenta la distribución de todos los puntos dentro del radio de influencia, examinando la distancia de cada uno de ellos al punto por ciento (Cámara y Carvalho, 2002).

Procesamiento De Datos Estáticos

El análisis de varianza (ANOVA) de un solo factor y la prueba de Tukey se utilizaron para verificar la diferencia significativa en el 5% ($p < 0.005$), clasificándose los resultados en distintos grupos de A, AB y B. Entre los datos alfanuméricos de los archivos en formato shapefile de los incendios de junio a octubre del período 2006 a 2017. La línea de tendencia lineal se utilizó en el estudio para verificar la expectativa de la evolución y la regresión del número de focos de calor en el período estudiado (White y White, 2016). Este tratamiento fue desarrollado en la versión 3.6 del software Action Start y en Microsoft Excel (AWS, 2019).

Resultados y discusiones

El análisis de los datos obtenidos indica que en la subcuenca estudiada se produjeron 9.946 incendios en el período de junio a octubre de los años 2006 a 2017, siendo el mayor número de incendios ($n = 5.586$; 56.16%) en el período de 2006 a 2008, y se detectó el menor número ($n = 595$; 5,98%) en el período de 2012 a 2014 (Tabla 2).

Tabla 2. Registro de la superficie de bordes de incendios en el período de 2006 a 2017. Sur y sudeste de Pará.

Períodos analizados	Número de brotes de incendios
2006-2008	5.586
2009-2011	3.058
2012-2014	595
2015-2017	707
Total	9.946

Sobre estos números, Fernandes *et al.* (2018), realizaron un estudio en Parauapebas y encontraron que el crecimiento de la población y la tala de árboles contribuirán a un aumento del número de ellos en este municipio. En el caso de Corbellini (2016), la estación seca y calurosa en las regiones meridional y sudoriental de Pará, con escasas precipitaciones, contribuye a la frecuencia de los incendios.

A partir de la aplicación del tratamiento estadístico del ANOVA y de la prueba de Tukey, se encontró que los promedios mostraban una diferencia significativa en los incendios focales ($F = 5.60$; $p < 0.001$) en 2006-2008 y 2015-2017 (Figura 3), clasificándolos en distintos grupos de A, AB y B.

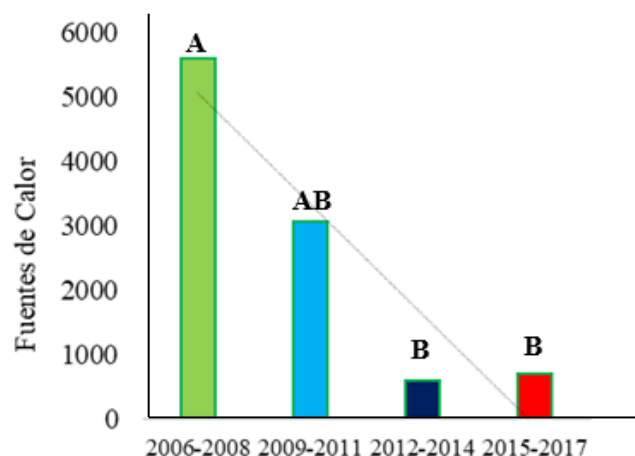


Figura 3. Promedio trienal de quemaduras de 2006 a 2017. Sur y sudeste de Pará.

El trienio 2006-2008 presentó una mayor intensidad de quemadas ($n = 5.586$; 56.16%). En el estudio realizado por la Fundación Amazónica de Apoyo al Estudio y la Investigación (Fapespa, 2017), en su primer año, la producción agropecuaria en el estado de Pará abarcó 14.635 hectáreas (ha) de área para pasar, principalmente en los municipios de Marabá y Agua Azul del Norte, que ocuparon los puestos 2° y 7° respectivamente la posición de los mayores productores de agua del estado. La quema de pastos contribuye a la degradación ambiental de la región. En detrimento de esto, Souza Filho *et al.* (2015), que también estudiaron la subcuenca del río Itacaiunas, identificaron que el 41% del área fue convertida en pastizal.

Se verificó que entre 2009 a 2011 ($n = 3.058$; 30.74%), e 2012 a 2014 ($n = 595$; 5.98%), una reducción significativa ($n = 6.293$; 63.27%) en los registros de quemados. Según el estudio realizado por Delazeri (2016) y Mello y Artaxo (2017), esta reducción se atribuyó a la aplicación de los sistemas DETER y al Plan de Prevención y Control de la Deforestación en la Amazonía (PPCDAm), que intensificó las acciones de prevención y seguimiento de esta acción. Después de la elaboración de los mapas de quema, se hizo más evidente que estaban disminuyendo en la zona analizada, tanto para 2009-2011 (Figura 4a) como para 2012-2014 (Figura 4b)

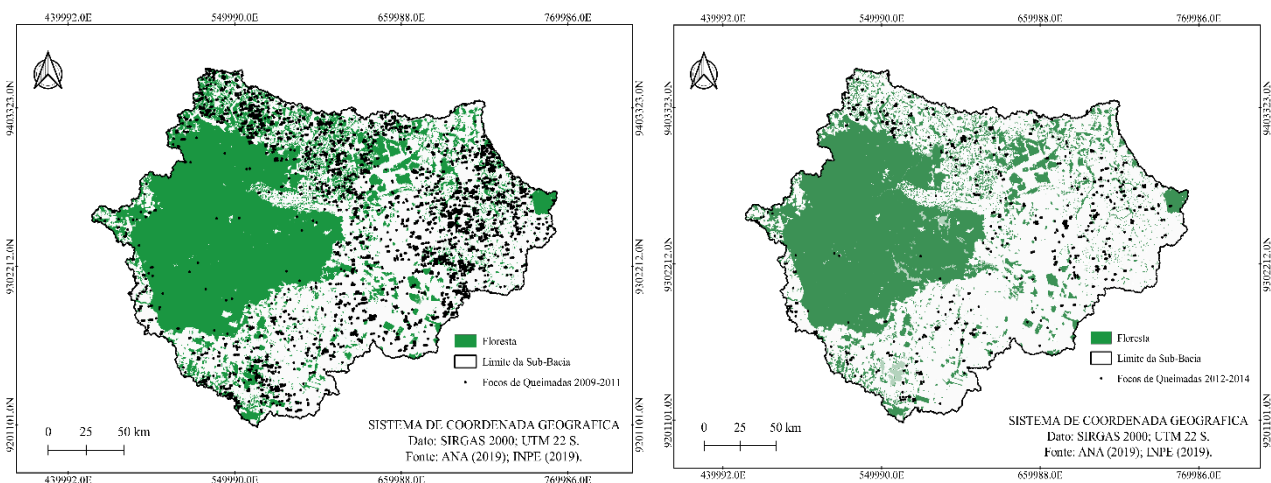


Figura 4. Disminución de las quemaduras en: a) 2009-2011; b) 2012-2014. Sur y sudeste de Pará.

En el período 2015-2017 (Figura 5), se observó una tendencia al aumento de los incendios ($n = 707$; 7.11%) en comparación con 2012 y 2014. Sobre esta tendencia, el Instituto Terra Brasilis (2018) afirma que la ocurrencia del fenómeno de El Niño afectó directamente al sudeste de Pará y su ciclo hidrológico. Por lo tanto, en este período, los incendios no tienen sólo las acciones antrópicas como causantes de los incendios forestales. Las naturales también contribuyen especialmente a elevarlas.

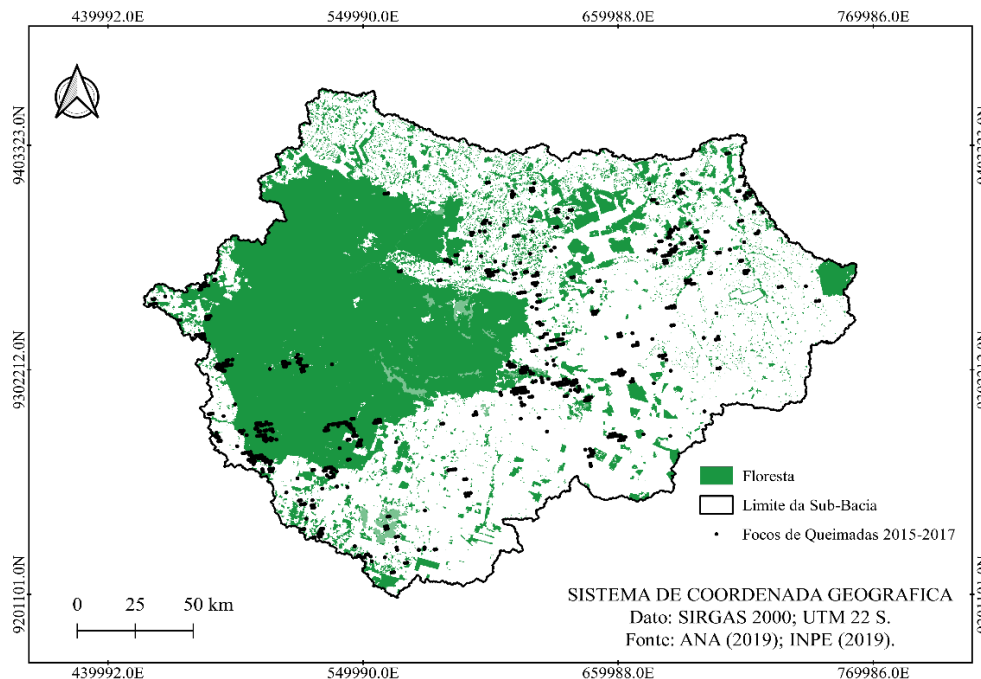


Figura 5. Aumento de la incidencia de incendios en el período analizado. Al sur y sudeste de Pará.

En este período, los incendios se produjeron sobre el bosque de all  y, en tres momentos diferentes, se localizaron dentro del bosque cerrado, lo que provoca la pérdida de la biodiversidad vegetal para el animal (por la pérdida de hábitat). Respecto a esta pérdida, Tavares (2018), en una investigación realizada en áreas de arena blanca en la Amazonía brasileña, resumió que las acciones antrópicas, incluyendo los incendios, están entre las acciones que causan la pérdida de hábitat.

En estos períodos de minería, el sector frigorífico, el monocultivo de soja (*Glicine max* (L) Merrill), eucalipto (*Eucalyptus* spp) y el comercio en los municipios de Marabá, Parauapebas y Cana  dos Carajás, es uno de los principales atractivos de la región, lo que ha intensificado el flujo migratorio que ha dado lugar a un desarrollo urbano desordenado y, en consecuencia, ha cambiado el uso de la tierra del paisaje natural al urbano (Santos, 2017).

El análisis de los datos también permitió identificar los municipios de la subcuenca en cuanto a la ocurrencia de incendios, así como la clasificación en cuanto a su intensidad (Tabla 3).

Los datos obtenidos y analizados para Parauapebas y Cana  dos Carajás sobre el número de incendios indicaron que, debido a esta acción, la Unidad de Conservación del FLONA sufrió pocos impactos en la composición del bosque, aunque la UC limita con el segundo municipio (Figura 6).

Tabla 3. Los municipios y el porcentaje en cuanto a la ocurrencia de incendios y su intensidad. Sul y Sudeste de Pará.

Los municipios de la subcuenca	Los períodos analizados				Média	Intensidad de los incendios	
	2006 a 2008 (%)	2009 a 2011	2012 a 2014	2015 a 2017		-----(%)-----	
Água Azul do Norte	14	13	16	27	17.5	Média	
Canaã dos Carajás	3.0	4.0	2.0	11	5.00	Bajo	Muy bajo
Curionópolis	4.0	4.0	4.0	9.0	5.25	Bajo	Muy bajo
Eldorado dos Carajás	15	19	21	7.0	15.5	Média	
Maraba	44	41	40	26	37.75	Demasiado alto	Alto
Parauapebas	4.0	4.0	6.0	16	7.50	Bajo	Muy bajo
Piçarra	5.0	6.0	4.0	0.0	3.75	Bajo	Muy bajo
Sapucaia	1.0	1.0	2.0	1.0	1.25	Bajo	Muy bajo
São Geraldo do Araguaia	7.0	5.0	5.0	1.0	4.50	Bajo	Muy bajo
Xinguara	2.0	2.0	2.0	2.0	2.00	Bajo	Muy bajo



Figura 6. Limites entre el FLONA y el municipio de Canaã dos Carajás en el sureste do Pará.

Fuente: Cortez et al. (2019).

Los incendios en el interior del FLONA fueron objeto de estudios e identificación en 2020, por el Instituto Nacional de Investigaciones Espaciales (INPE, 2021), publicó los datos de ocurrencia de incendios durante 60 días (13/07/20 a 10/09/20). Esto demuestra que los incendios siguen siendo frecuentes en esta UC (INPE 2021). Una de las consecuencias de los incendios en el FLONA fue estudiada por Moraes y Silva (2016) en el municipio de Parauapebas. En ellos los investigadores concluyeron que los incendios provocan una reducción de la riqueza en las comunidades forestales y esto culmina con alteraciones fisionómicas abiertas.

El número de ocurrencias y la intensidad de los incendios fueron estudiados por el INMET (2018). La conclusión de esta investigación, en el sur y sureste de Pará, en los años 2010 estuvo bajo la acción del fenómeno atmosférico "El Niño" de intensidad moderada, y en el año 2016 de intensidad fuerte. Esto fue confirmado por el estudio realizado por Fernandes *et al.* (2019), posiciones los datos que obtuvieron indicaron que, en años de El Niño con fuerte intensidad, las concentraciones de brotes de incendios fueron menores, debido al aumento de la inversión en inspecciones por parte del Gobierno Federal, en el período analizado.

Conclusiones

Se observó que la mayor concentración predominó en los primeros cinco años (2006 a 2011), con más del 86% del acumulado para los hotspots. Los municipios de la subcuenca del río Itacaiúnas que registraron incidencias muy altas fueron Marabá, São Geraldo, Eldorado dos Carajás, Piçarra y evolucionando a lo largo de los años a Água Azul do Norte y Canaã dos Carajás.

Tres municipios, de 2006 a 2011, tuvieron una alta incidencia de incendios: Marabá, Eldorado dos Carajás y Água Azul do Norte, esto porque la ubicación espacial del área estudiada es un factor relevante para la gravedad y las ocurrencias de las quemaduras, porque esta subcuenca del río Itacaiúnas presenta una gran modificación en el uso del suelo, como la ganadería.

En los municipios de la subcuenca del río Itacaiunas, la intensidad de los incendios está relacionada con el tipo de economía que se practica en ellos, por ejemplo, Parauapebas cuyo uso principal es la ocupación de tierras, es la minería. Además, Parauapebas y Canaã dos Carajás son dos de los tres municipios involucrados con la UC FLONA. que es objeto de conservación de la biodiversidad, tanto de la flora como de la fauna r, por lo que es necesario que los incendios sean detectados en los dos municipios, Parauapebas y Canaã dos Carajás, que tienen la mayor parte de sus áreas geográficas a la constitución de esta UC. edad de protección contra los incendios

Referencias bibliográficas

- Abreu, F. A., Souza, J. S. A. (2016) Dinâmica Espaço-temporal de Focos de Calor em Duas Terras Indígenas do Estado de Mato Grosso: uma Abordagem Geoespacial sobre a Dinâmica do Uso do Fogo por Xavantes e Bororos. *Revista Floram*, **23**, 1-10. Acesso em 10 de junho de 2020, doi: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.041813>
- AWS (2019) *Amazon. Análise de Variância (ANOVA)*. Disponível em: https://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/559007_b333cb3b89ee45f0af01e19eae16be3c.html
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., Sparovek, G. (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**(06), 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Câmara, G., Carvalho, M. S. (2002) Análise Espacial de Eventos. 2 ed. Acesso em 08 de junho de 2019. Disponível em: www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/analise/cap1.pdf
- Coe, M. Y., Marthews, T. R., Costa, M. H., Galbraith, D. R., Greenglass, N. I., Imbuzeiro, H. M. A., Levine, N. M., Malhi, Y., Moocroft, P. R., Muza, M. N., Powell, T., Saleska, S. R., Solorzano, L. A., Wang, J. (2013) Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. **368**. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>
- Corbellini, V. (2016) As queimadas no sul e sudeste no Pará. Acesso em 01 junho de 2020. Disponível em: hu.unisinos.br/185-noticias/noticias-2016/559820-as-queimadas-no-sul-e-sudeste-do-para.
- Cortez, H. M., Sá, S. C., Pereira Júnior, A. (2019). Quantificação do desmatamento no município de Canaã dos Carajás com o uso de geotecnologias em análises multitemporal. In: Pereira Júnior, A., Jesus, E. S., *As múltiplas visões do meio ambiente e os impactos ambientais*, (v.2). Cap. 2. 12-32. Porto Alegre: Simplíssimo, 305 pp.
- Delazeri, L. M. (2016) Determinantes do Desmatamento nos Municípios do Arco Verde – Amazônia Legal: uma abordagem econométrica. *Economia-Ensaio*, **30**(02),11-34. <https://www.semanticscholar.org/paper/Determinantes-do-Desmatamento-nos-Municípios-do-uma-Delazeri/556a7c708e126b5565274d3fd19565c826ce931b>
- Decreto Lei n.º 2.486 de 2 de fevereiro de 1998. Cria a Floresta Nacional de Carajás, no Estado do Pará, e dá outras providências. Acesso em 21 de maio de 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D2486.htm
- Dubreuil, V. (2017) Les types de climats annuels au Brésil: une application du classement de Köppen de 1961 a 2015. *Revista Confins franco-brésilienne de géographie*, **37**. <https://doi.org/10.4000/echogeo.15017>
- Fapespa (2017). Boletim Agropecuário do Pará 2017. p. 10-11. Acesso em 20 de maio de 2020. Disponível em: <http://www.fapespa.pa.gov.br/upload/Arquivo/anexo/1383.pdf?id=1533567716>
- Fernandes, T., Hacon, S., Novais, J. W. Z., Sousa, I. P., & Fernandes, T. (2018) Detecção e análise de focos de calor no município de Parauapebas -PA, Brasil, por meio da aplicação de Geotecnologia. *Enciclopédia Biosfera*, **15**(28), 398-412. Acesso em 01 de julho de 2020, doi: 10.18677/EnciBio_2018B34
- Fernandes, T., Hacon, S. S., Novais, J. W. Z. (2019) Dinâmica Temporal de Focos de Calor e Seus Condutores de Pressão no Território do Sudeste do Pará. *Nativa*, **7**(6), 681-692. <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v7i6.7909>
- Fonseca-Morello, T., Ramos, R., Steil, L., Parry, L., Barlow, J., Markusson, N., Ferreira, A. (2017). Queimadas e incêndios na Amazônia Brasileira: por que as políticas públicas têm efeito limitado? *Ambiente & Sociedade*, **20**(04), 19-40. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc0232r1v2042017>
- INMET, Instituto Nacional de Meteorologia (2018) Notas Técnicas Climatológicas. Acesso em: 14 de jan. 2020. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.phpr=home/page&page=notas_tecnicas
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2019) Perguntas Frequentes. Acesso em: 13 julho de 2019. Disponível em: <http://www.inpe.br/queimadas/portal>
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2021) Ocorrência de fogo no Bioma Amazônico 2020. Acesso em: 21 de maio de 2021. Disponível em <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/outros-produtos/fogo-no-bioma-amazonia/BoletimTcnico0008.pdf>
- Instituto Terra Brasilis (2018) Taxa de desmatamento na Amazônia. 2018. Acesso em: 07 de dezembro de 2019. Disponível em http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates

- Lazzarini, G. M. J., Ferreira, L. C. C., Felicíssimo, M. F. G., Oliveira, L. N., Alves, M. V. G. (2016) Análise da detecção e ocorrência de queimadas em áreas urbanizadas y entorno. *Ciência e Natureza*, **38**(03), 1265-1275, 2016. <https://doi.org/10.5902/2179460X21536>
- Marconi, M. A., Lakatos, E. M. (2017) Técnica de pesquisa. (8ª ed.) São Paulo: Atlas. 328 pp.
- Mélo, A. S., Justino, F., Lemos, C. F., Sediyaama, G., Ribeiro G (2011) suscetibilidade do ambiente a ocorrências de queimadas sob condições climáticas atuais e de futuro aquecimento global. *Revista Brasileira de Meteorologia* **26**(03), 401-418. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862011000300007>
- Mello, N. G. R., Artaxo, P. (2017) Evolução do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal. *Revista do Instituto de Estudos Brasileiros*, **66**,108-129. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-901x.v01666p108-129>
- Moraes, E. C., Silva, L. G. C. (2016) Análise florística e fitossociológica de um fragmento de floresta ombrófila densa de terra firme em Parauapebas – PA. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal Rural da Amazônia. Parauapebas – Pará. Acesso em 21 de maio de 2021. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/157698/1/TCC-FINAL.pdf>
- Nepstad, D. C., Carvalho, G., Barros, A. C., Alencar, A., Capobianco, J. P., Bishop, A., Moutinho, P., Lefebvre., Silva Júnior, U. L., Prins, E. (2001) *Forest Ecology and Management* **154**. 396-407. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00511-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00511-4).
- Oliveira, U. C., Oliveira, P. S. (2017) Mapas de Kernel como Subsídio à Gestão Ambiental: Análise dos Focos de Calor na Bacia Hidrográfica do Rio Acaraú, Ceará, nos Anos 2010 a 2015. *Espaço Aberto*, **7**(1), 87-99. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6120679>
- Palheta, J. M., Silva, C. N., Oliveira Neto, A., Nascimento, F. R. (2017) Conflicts over the use of territory in mineral Amazon. *Mercator*, **16**, 2017. Recuperado de https://www.scielo.br/pdf/mercator/v16/en_1984-2201-mercator-16-e16023.pdf doi: <https://doi.org/10.4215/rm2017.e16023>
- Penreiro, J. C., Martins, L. L. S., Beretta, V. Z. (2016) Identificação de variabilidades e tendências interanuais em medidas hidro climáticas na região hidrográfica do Tocantins-Araguaia, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, **12**(18), 219-241. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v18i0.38840>
- Ramos, A. B. R., Nascimento, E. R. P., Oliveira, M. J. (2011) Temporada de incêndios florestais no Brasil em 2010: análise de série histórica de 2005 a 2010 e as influências das chuvas y do desmatamento na quantidade dos focos de calor. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Curitiba, Paraná.
- Rolnik, R., Klink, J. (2011) Crescimento econômico e desenvolvimento urbano: Por que nossas cidades continuam tão precárias? *Novos Estudos*, **89**, 89-109. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-33002011000100006>
- Rios, H. K. S., Vidal, M. R. (2018) Mapeamento da vegetação da Floresta Nacional de Carajás. In: Encontro de Pós-Graduação. 3. Pará. Anais eletrônicos[...] Belém: Campus Marabá. Acesso em 21 de maio de 2021. Disponível em: https://epg.unifesspa.edu.br/images/Artigos/EPG_2018/Hellen-Krisna-da-Silva-Rios-.pdf
- Sá, T. D. A., Kato, O. R., Carvalho, C. J. R., Figueiredo, R. O. (2007) Queimar ou não queimar? De como produzir na Amazônia sem queimar. *Revista USP* **72**, 90-97. Acesso em 20 de junho de 2020. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revusp/article/view/13572>
- Santos, T. O. Andrade Filho, V. S., Rocha, V. M., Menezes, J. S. (2017) Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. *Revista Geográfica Acadêmica*, **11**(2),157-181. Acesso em 30 de abril de 2020. Disponível em: <https://revista.ufr.br/rga/article/view/4430>
- Santos, T. N. O., Souza, E. L., Araújo, M. F. (2019) A reinvenção do agronegócio no sudeste paraense: uma análise do avanço da soja e sua relação com a sustentabilidade. *Revista Agropampa*, **2**(2), 177-190. Acesso em 10 abril de 2020. Disponível em: <https://periodicos.unipampa.edu.br/index.php/Agropampa/article/view/151>.
- Santos, V. M. (2017) A economia do sudeste paraense: evidências das transformações estruturais. Rio de Janeiro: Ipea, 475 pp.

- SBMFC, Sociedade Brasileira de Medicina de Família e Comunidade (2019) Posicionamento sobre as queimadas na região Amazônica. Acesso em 22 de maio de 2021. Disponível em: <https://www.sbmfc.org.br/noticias/posicionamento-sobre-as-queimadas-na-regiao-amazonica>
- SEMAS, Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade (2018). Boletim de Monitoramento de queimadas e incêndios em florestas no estado do Pará. Acesso em 09 de maio de 2020 Disponível em: <https://www.semam.pa.gov.br/wp-content/uploads/2016/01/Boletim-de-situa%C3%A7%C3%A3o-das-queimadas-23-08-2018.pdf>
- Souza Filho, P.W.M., Nascimento Júnior, W. R., Mendonça b. r. v., Silva, R. O., Guimarães, F. T. F., Dall’Agnol, R., Siqueira, J. O. (2015). Changes in the land cover and land use of the Itacaiúnas river watershed, arc of deforestation, Carajás, southeastern Amazon. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.*, XL-7/W3, 1491–1496. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-1491-2015>.
- Souza Filho, P.W.M., Souza, E. B., Silva Júnior, R. O., Nascimento Júnior, W. B., Mendonça, B. R. V., Guimarães, J. T. F., Dall’Agnol, R., Siqueira, J. O. (2016). Four decades of land-cover, land-use and hydro climatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. *Journal of Environmental Management*. **167**, 175-184. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.039>
- Tavares, P. M. F. (2018) Perda de habitat e efeitos de borda na comunidade de aves do sub-bosque em florestas de areia branca na Amazônia Central. 2018. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, Manaus – AM. Acesso em 21 de maio de 2021. Disponível em: <https://bdtd.inpa.gov.br/bitstream/tede/2510/5/Pamela%20Vanessa%20Friedemann%20Tavares.pdf>.
- Viana, P. L., Gil, A. S. B. (2018) Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: *Cannabaceae*. *Revista Rodriguésia*, **69**(01), 049-051. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869105>.
- Vidal, M. D., Marques, E., Röhe, F., Buss, G., Silva Júnior, J. S., Jerusalinsky, L., Fialho, M S., Rossato, R. S., Azevedo, R., Sampaio, R., Alves, S. L. (2012) Protocolo para coleta de dados sobre primatas em Unidades de Conservação da Amazônia. Brasília: ICMBio. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/portal/pesquisa/projetos-apoiados/2012/2915-primatas-em-unidades-de-conservacao-da-amazonia>
- Vieira, A. A. N., Clemente, A., Dias, G. T., França Filho, M. T. (2017) Metodologia Científica no Brasil: ensino e interdisciplinaridade. *Educação & Realidade*, **42**(1), 237-260. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-623654484>
- White, B.L.A., White, L. A. S. (2016) Queimadas controladas e incêndios florestais no estado de Sergipe, Brasil, entre 1999 e 2015. *Floresta*, **46**(4), 561 – 570. <http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v46i3.47036>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

RELAÇÃO ENTRE PRODUÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E CRESCIMENTO POPULACIONAL NA REGIÃO NORTE

* Mário Marcos Moreira da Conceição ¹
Luíza Carla Girard Mendes Teixeira ¹

RELATIONSHIP BETWEEN PRODUCTION OF URBAN SOLID WASTE AND POPULATION GROWTH IN THE NORTH REGION OF BRAZIL

Recibido el 27 de julio de 2020. Aceptado el 12 de mayo de 2021

Abstract

The objective of this research was to quantitatively analyze the relationship between: population growth, production and final disposal of solid waste in a time frame between 2008 and 2017, in the northern region of Brazil. The deductive method was applied with quantitative and qualitative scope, observational nature, with exploratory procedure. Secondary data collection was carried out by accessing the free data platform off the Panorama off Solid Waste in Brazil published by the Brazilian Association off Public Cleaning and Special Waste Companies – ABRELPE. The generation of solid waste from 2008 to 2017 increased by 75.3% and population growth by 8.4%. In the period from 2008 to 2012, the production of solid waste had the highest percentages (54.2%), but the population growth was equivalent to 7.7%. The data also indicated, regarding the final disposal, that there was an increase, between 2008 and 2017, of 5.4% off the waste sent to landfills, and 1.4% for the open dumps. There was also a 6.8% decrease in waste disposed in controlled landfills in the same period. The state of Pará has lower rates of production per capita off solid urban waste (22.2%), which is still inadequately disposed of (71.8%). Thus, the statistical analysis of these variables is essential to make urban development compatible with environmental quality when proposing measures that mitigate or minimize the impacts arising from the increasing production of solid urban waste - MSW.

Keywords: *disposal, solid waste generation, pollution.*

¹ Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Belém, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal do Pará (UFPA), Campus Belém. Rua Augusto Corrêa 01, Guamá, Belém, Pará, CEP: 66075-110, Brasil. Email: mariomarcosmc.7@gmail.com

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi analisar quanti-qualitativamente a relação entre: crescimento populacional, produção e disposição final de resíduos sólidos em um recorte temporal compreendido entre 2008 e 2017, na região norte do Brasil. O método aplicado foi o dedutivo, com abrangência quanti-qualitativa, natureza observativa, com procedimento exploratório. A coleta dos dados secundários foi efetuada a partir do acesso à plataforma de dados livres do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE. A geração de resíduos sólidos de 2008 a 2017 aumentou 75.3% e o crescimento populacional, 8.4%. No período de 2008 a 2012, a produção de resíduos sólidos apresentou maiores percentuais (54.2%), mas, o crescimento populacional foi equivalente a 7.7 %. Os dados também indicaram, quanto à disposição final, que houve um aumento, entre 2008 e 2017, de 5.4% dos resíduos encaminhados aos aterros sanitários, e 1.4% para os vazadouros a céu aberto. Houve ainda uma diminuição dos resíduos dispostos em aterros controlados de 6.8% no mesmo período. O estado do Pará apresenta menores índices de produção *per capita* de resíduos sólidos urbanos (22.2%), sendo que estes, ainda dispostos em maior quantidade, de forma inadequada (71.8%). Dessa forma, é imprescindível a análise estatística destas variáveis, para compatibilizar o desenvolvimento urbano com a qualidade ambiental na proposição de medidas, que mitiguem ou minimizem os impactos advindos da produção crescente de resíduos sólidos urbanos – RSU.

Palavras chave: disposição, geração de resíduos sólidos, poluição.

Introdução

O aumento na produção de resíduos sólidos (RS), sobretudo nos grandes centros urbanos, é resultado das alterações no estilo de vida, modos de produção e consumo da população, em decorrência do desenvolvimento econômico, crescimento demográfico urbano, urbanização desordenada e crescimento do setor da indústria somado a ineficiência da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), (Lima e Barros, 2019; Romano e Molinos-Senante, 2020; Vieira *et al.*, 2019; Ito e Colombo, 2019), o que inferem nas condições de saúde da população (Munyai e Nunu, 2020).

Atrelado a isso, o padrão de geração e as características dos resíduos têm experimentado uma modificação substancial (Bessa *et al.*, 2019), e, atualmente, os resíduos sólidos se tornaram uma das questões mais preocupantes, uma vez que o manejo inadequado ocasiona sérias consequências à saúde da população e a qualidade do meio ambiente (Campos, 2012; Moura *et al.*, 2018).

Neste contexto, a disposição inadequada dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é um problema socioambiental que corrobora principalmente com a degradação do solo, contaminação de corpos d'água e a qualidade da saúde pública (Chierrito-Arruda *et al.*, 2019; Klein *et al.*, 2018). Tais impactos são decorrentes principalmente da ausência de tratamento e da forma indiscriminada e sem controle da produção-descarte dos resíduos de todos os tipos de atividades antropogênicas, inertes, tóxicos, orgânicos, inorgânicos, perigosos, recicláveis ou não (Gomes e Pinto, 2015; Michalake *et al.*, 2016; Abreu; Henkes, 2019).

A destinação ou disposição final dada aos RS, especialmente em países em desenvolvimento, como no Brasil, efetua-se em maiores proporções de forma inadequada, e a variedade de resíduos produzida é cada vez maior e mais nociva (Rosini *et al.*, 2018). Neste contexto, a complexidade da gestão desses materiais reside na interação e inter-relação de aspectos sociais, culturais, econômicos, políticos, legais, institucionais, técnicas, científicas e ambientais, para fornecer respostas abrangentes que permitam alcançar melhor empenho no desenvolvimento social e ambiental (Rivera e Hernández, 2019).

No Brasil, a geração per capita de RS cresceu 49% entre os anos de 1991 e 2000, e no mesmo período, a população aumentou apenas 15.6% (Waldman, 2010). Em 2007 houve uma tendência crescente para 65% dos municípios com iniciativa de coleta seletiva, mas, apenas 39% dos RS eram dispostos de forma adequada. Este fato está atrelado ao desenvolvimento desordenado e sem planejamento dos municípios, o que conseqüentemente, induz a um aumento da população nos centros urbanos, gerando maior consumo de bens, serviços e produtos diversificados e obsoletos (Queiroz; Vieira, 2018).

Pesquisas efetuadas em Manhumirim - MG (Fonseca *et al.*, 2017), em Varzelândia – MG (Queiroz e Vieira, 2018), e estudo de revisão realizado no Brasil (Melo e Duarte, 2018), indicaram que o crescimento populacional e o aumento do descarte inadequado de RS tornam-se um desafio da gestão/gerenciamento dos resíduos dos municípios de países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, especialmente em regiões periféricas das grandes cidades. Somado a isto, a ineficiência da gestão pública e privada dos RS afetam a qualidade socioambiental (Lima e Barros, 2019; Romano; Molinos-Senante, 2020; Vieira *et al.*, 2019; Ito e Colombo, 2019). Assim, a gestão desses materiais ainda é insuficiente e ocorre de forma inadequada e em maiores proporções em vazadouros a céu aberto, o que inferem nas condições de saúde da população (Munyai e Nunu, 2020), poluição dos corpos hídricos e a contaminação do solo por materiais como chumbo, mercúrio e do ar através da liberação de gases poluentes provenientes da queima dos RS (Queiroz e Vieira, 2018).

A geração de RSU e o crescimento populacional é influenciada diretamente por fatores demográficos e socioeconômicos por que correlacionaram a taxa de geração de RSU, com a população, o índice de qualidade de vida urbana (IQVU) e a renda per capita, onde os dados obtidos em pesquisa realizada em bairros do município de Belo Horizonte e Minas Gerais indicaram que IQVU e a renda, conjuntamente com o número de habitantes, eram variáveis que influenciam a geração de RS (Pinto *et al.*, 2012; Dias *et al.*, 2012).

Em termos regionais, as regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte do Brasil ainda registram índices abaixo da média nacional de destinação adequada. Na região Norte, 79% das cidades (357 municípios) ainda encaminham seus resíduos para aterros controlados ou lixões, sendo os menores índices de cobertura

de coleta são registrados em Rondônia (78.9%) e Pará (76.7%), fato que contrasta com os Estados de São Paulo (99.6%) e Rio de Janeiro (99.5%) da Região Sudeste (ABRELPE, 2020).

Nesta perspectiva, a permanência da disposição dos RS de forma inadequada na região norte do Brasil pode provocar externalidades negativas a sociedade, ocasionando um elevado grau de vulnerabilidade às parcelas mais pobres e criticidade ambiental (Schueler *et al.*, 2018), gerando problemas de saúde pública, por conterem uma composição que abriga elementos cada vez mais diversos e perigosos, especialmente em regiões com precários serviços de saneamento (Moura *et al.*, 2016; Ricardo e Orozco, 2018).

Um outro fator importante diz respeito ao setor informal que atua neste segmento, o que, segundo Gonçalves *et al.* (2018), é característica marcante em países como o Brasil, tornando necessária a integração do setor informal ao sistema formal de coleta destes resíduos. Dessa forma, para que estas problemáticas sejam mitigadas ou minimizadas, faz-se necessário a implementação do preconizado pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305, que estabelece diretrizes para um eficiente sistema de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos priorizando a não geração ou redução na fonte de produção dos RS (BRASIL, 2010).

Para uma efetiva gestão pública dos resíduos se faz necessária uma ação integrada das variáveis da cadeia, como levantamento de dados estatísticos para analisar o crescimento dos resíduos de acordo com as especificidades de cada região e da população (Silva *et al.*, 2017), a aplicação de tecnologias de informação e comunicação (TIC) que surgem como potencial nesse processo de mobilização da sociedade, e como mecanismos de promoção da educação ambiental (Klein *et al.*, 2018).

Sendo assim, objetivando identificar e interpretar os dados do crescimento populacional, de geração de RS e disposição final de RS e rejeitos, Conceição *et al.* (2020) realizaram uma pesquisa no município de Castanhal-PA, onde foi alcançado o objetivo da pesquisa, entretanto, apenas em abrangência regional, não especificando dados estatístico para os Estados da região norte do Brasil, tornando-se imprescindível tais resultados em outras pesquisas científicas.

Da mesma forma, estudos conduzidos no Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul por Gonçalves *et al.* (2018), apontam que o conhecimento da geração de resíduos sólidos nas cidades possibilitaria um maior êxito no atendimento à população. Além disso, a quantificação do montante de resíduos é fundamental para a escolha e o dimensionamento das operações envolvidas na cadeia de gerenciamento (Pisani Junior, 2018). Este fato justifica esta pesquisa, na qual tem o objetivo de analisar quanti-qualitativamente a correlação entre o crescimento da população, a geração de RS e a disposição final destes, compreendida entre 2008 e 2017, na região norte do Brasil.

Metodología

Referente a região norte do Brasil é formada por 7 (sete) Unidades Federativas: Acre – Rio Branco (AC); Amapá – Macapá (AP); Amazonas – Manaus (AM); Pará – Belém (PA); Rondônia – Porto Velho (RO); Roraima – Boa Vistas (RR); Tocantins – Palmas (TO). A estimativa para a população da região norte em 2018 foi de aproximada 18,2 milhões de habitantes em um território correspondente a 3.853.676.9 km², com densidade demográfica de 4.7 habitantes/km² (IBGE, 2018).

O método aplicado a esta pesquisa foi o dedutivo. A pesquisa também foi exploratória pois efetuou-se uma abordagem do fenômeno pelo levantamento de informações que levam o pesquisador a conhecer mais sobre o tema, objeto desta pesquisa (Gerhardt e Silveira, 2009). No caso da região norte, foi o levantamento de dados e argumentações acerca do crescimento da população e a geração de resíduos sólidos. Em relação à abordagem, esta pesquisa teve característica quanti-qualitativa porque se tem dados matemáticos para a quantificação e que permitem qualificar as ações quanto à disposição final em adequada ou inadequada, ou seja, a aplicação do caráter qualitativo (Oliveira, 2011).

Referente a aquisição dos dados secundários, foi realizada a partir de acesso a plataforma de dados livres do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE).

Foi efetuada uma análise quanti-qualitativa do crescimento populacional, de RS e da geração per capita de resíduos na região norte, em uma década (2008 a 2017) conforme analisado por Conceição *et al.* (2020), para verificar a correlação entre essas variáveis além de analisar os tipos de disposição final dada aos resíduos produzidos neste período.

Como complementa a pesquisa de Conceição *et al.* (2020), haja vista que existe a necessidade de dados por Estados da região norte, foram analisados os dados do crescimento populacional e da geração de resíduos para os sete estados desta região, com intuito de verificar quais estados apresentam maiores e menores índices quanto a disposição final adequada e inadequada de resíduos sólidos.

Os dados obtidos foram tratados estatisticamente, com o uso de planilhas eletrônicas contidas no software Excel (2013). Além disso, foi aplicada a Estatística Descritiva (média – Equação 1; Frequência absoluta – f_i -Equação 2; Frequência relativa – f_r - Equação 3); Correlação de Pearson – r – Equação 4), (Tabela 1). A exposição gráfica e tabular foi efetuada com a utilização do software Origin. 8.5.

Os dados obtidos foram analisados anualmente, e a exposição gráfica desses dados foram apresentadas para cada cinco anos, tendo sido relacionados a taxa de população urbana (hab.), total de resíduos sólidos urbanos (t/dia) e geração *per capita* de resíduos sólidos (kg/hab./dia).

Tabela 1. Equações utilizadas para tratamento estatístico dos dados obtidos

Dado estatísticos analisados	Equação utilizada	N°	Significados
Média	$\bar{X} = \frac{S}{N}$	1	Me = Média; S = Soma dos termos; N = Número de termo.
Frequência absoluta - f_i	$f_i = \sum n$	2	f_i = frequência absoluta; = soma das frequências das amostras.
Frequência relativa - f_r	$f_r = \frac{f_i}{\sum f_i}$	3	f_i = frequência absoluta; $\sum f_i$ = somaria das frequências absolutas.
Correlação de Pearson	$r = \frac{\sum(x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum(x - \bar{x})^2 \sum(y - \bar{y})^2}}$	4	r = correlação de Pearson; \sum = somatório; x e y = médias da amostra.

Resultados e discussão

A análise dos dados obtidos indicou uma tendência de crescimento populacional urbano, no período de 2008 a 2012, cujo valor correspondeu a 7.7%. Quanto ao total de resíduos sólidos – RS, em 2008, o valor foi equivalente a 8.9 t/dia, já em 2012, essa produção foi de 13.7 t/dia, ou seja, um crescimento de 54.2%. Nesta perspectiva, os dados analisados referentes a produção de RS foram sete vezes superiores à taxa de crescimento populacional (Figura 1A).

Neste mesmo período (2008-2012), os dados obtidos também indicaram que a média da geração per capita de resíduos sólidos em 2008 foi crescente (\bar{x} = 0.788 kg/hab./dia), da mesma forma que em 2012 (\bar{x} =1.145 kg/hab./dia), com variação igual a 45%. De 2012 para 2013, houve uma elevação na densidade populacional de 5.5%. Os dados obtidos no quinquênio (2013-2017), indicaram que houve um crescimento populacional de 4.0%. Para os RS's, em 2013 foram produzidas 15.1 t/dia; já em 2017, a produção foi de 15.6 t/dia, com uma variação crescente igual a 0.5 t/dia (Figura 1B).

Quando se confronta os dados obtidos para a produção dos resíduos sólidos entre 2013 e 2015, verifica-se uma tendência de crescimento (3.8%) diretamente proporcional ao crescimento da população (2.8%). Entretanto, entre os anos de 2015 e 2016, as variações entre a produção de resíduos sólidos (-1.9%) e o crescimento populacional (+ 1.3%) foi inversamente proporcional. Isso denota uma possibilidade de maior aplicabilidade da Lei nº 12.305, que estabeleceu o fechamento de vazadouros a céu aberto até o ano de 2014 (BRASIL, 2010).

Nos anos de análise dos dados obtidos a partir de 2010, vale salientar que a Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010) já estava em vigor, entretanto, suas diretrizes ainda estavam sendo enquadradas nos planos municipais de resíduos sólidos. Nesta vertente, estudos realizados em Belo Horizonte – MG por Bessa *et al.* (2019) e por Chierrito-Arruda *et al.* (2018) mostraram que as políticas públicas são primordiais para efetivar os planos de saneamento das cidades, uma vez que possibilitam inferir na conduta moral e ética do sujeito, ao estipular leis específicas que podem induzir a comunidade a práticas adequadas do descarte de RS, fato que pode ser observado a partir de 2013 conforme demonstrado na Figura 1.

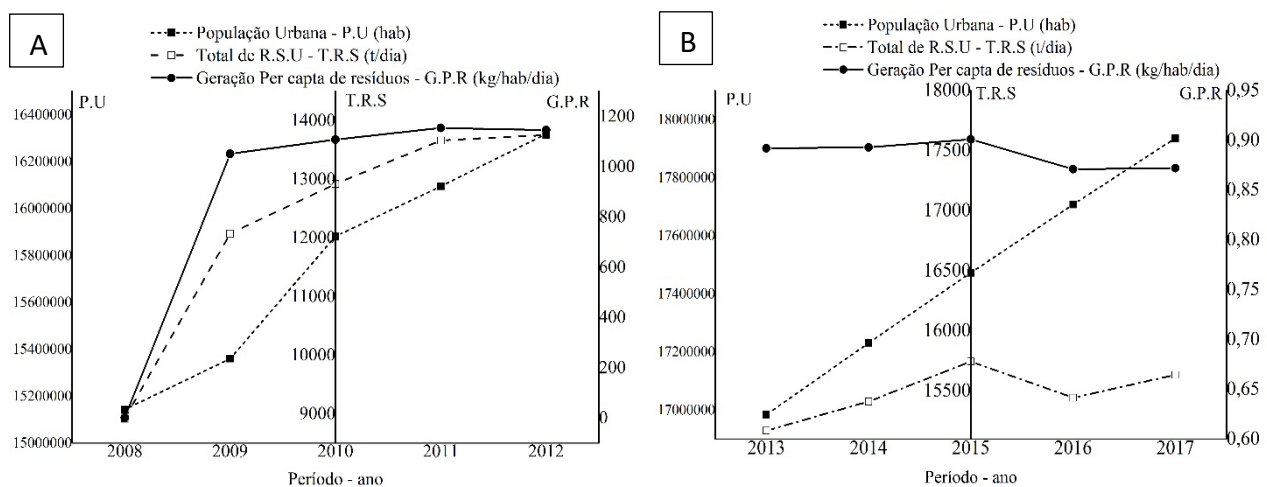


Figura 1. Dados correspondentes de 2008 a 2017 da população urbana, resíduos sólidos urbanos e geração per capita de resíduos na região norte.

A análise dos dados obtidos quanto à disposição final dos RS na região norte, mostra que de 2008 à 2012 a frequência relativa dos resíduos encaminhados para aterros sanitários foi crescente (2008 = 29.3%; 2012 = 35.1%), o que representa um aumento de 5.8%, indicando que o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável, passaram a ser observadas pelos municípios, com a promulgação da PNRS.

Em relação ao aterro controlado, que, de acordo com a PNRS (BRASIL, 2010), se configura em uma forma de disposição final inadequada de RS, pois observando as normas operacionais específicas no Art 3º desta Lei, não evitam danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. Os dados obtidos indicaram que entre os anos de 2008-2012 houve um decréscimo quanto a este tipo de disposição final, que representou 6.7%, fato que expressa aplicabilidade dos planos de gerenciamento dos RS.

Já o percentual dos resíduos dispostos em lixão a céu aberto, apresentaram um aumento entre os anos analisados, sendo que em 2008 era 34.2% e em 2012 foi equivalente a 35.1%, o que resultou em um aumento de 0.9%. Entretanto, em 2009, 38.2% dos resíduos foram dispostos em lixões da região norte, esse dado foi superior aos outros anos analisados (Figura 2A).

Para o ano de 2013 e 2017 os dados quanto à disposição final dos RS indicaram que os encaminhados para aterros sanitários obtiveram tendência decrescente, de 35.3% em 2013 para 34.7% em 2017. Em relação ao aterro controlado, os dados obtidos mantiveram-se constante entre 2013 e 2016 (29.9%), e em 2017 esse valor decresceu (29.7%). Entre esses cinco anos de análise os resíduos dispostos em lixão a céu aberto apresentaram aumento de 34.8% em 2013 e em 2017 igual a 35.6%, o que resultou em um aumento de 0.8% (Figura 2B).

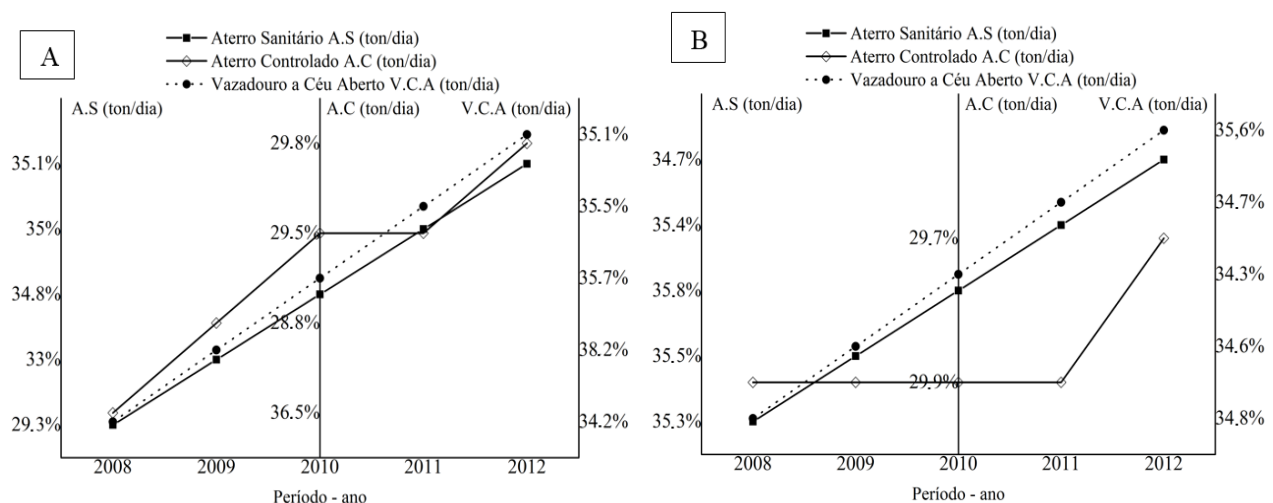


Figura 2. Dados de 2008 a 2017 da porcentagem de resíduos dispostos em aterro sanitário, aterro controlado e vazadouro a céu aberto da região norte.

Os dados obtidos referentes para a correlação entre crescimento populacional e a produção de resíduos sólidos, indicaram que ela é significativa ($r = 0.90875$) e diretamente proporcional (Figura 3). Tal fato implica nas maiores proporções de descarte inadequado de resíduos. O comportamento observado na Figura 3 é condizente com as pesquisas que foram realizadas por Pinto *et al.* (2012) e Dias *et al.* (2012), influenciadas pelas condições de vida da região norte, que apresentam os menores índices de disposição adequada de RS do Brasil.

A produção per capita de RS entre os anos de 2009 e 2015, para os estados da região norte, indicaram que houve uma tendência de redução em seis estados, com destaque ao estado do Pará (0.16kg/habitante), Amazonas (0.09 kg/habitante) e Acre (0.09 kg/habitante). Entretanto, houve uma tendência a aumento no estado do Amapá, correspondente a 0.05 kg/habitante (Figura 4).

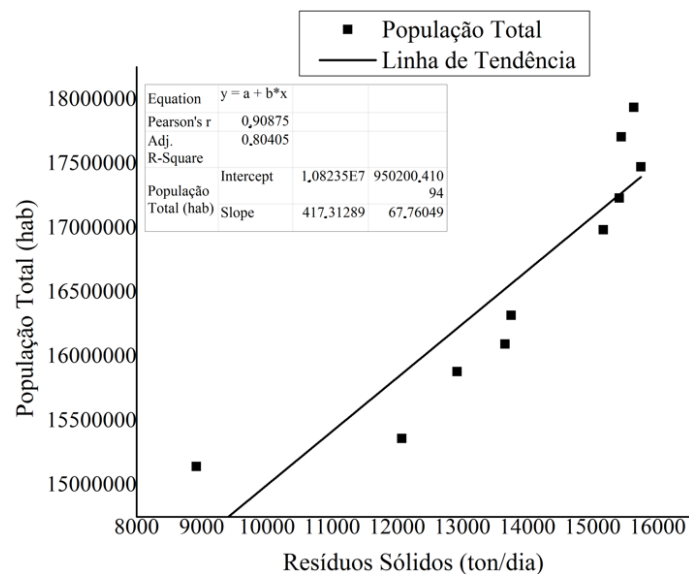


Figura 3. Correlação de Pearson para a população urbana e a produção de resíduos sólidos de 2008 a 2017 na região norte.

A produção per capita de RS entre os anos de 2009 e 2015, para os estados da região norte, indicaram que houve uma tendência de redução em seis estados, com destaque ao estado do Pará (0.16kg/habitante), Amazonas (0.09 kg/habitante) e Acre (0.09 kg/habitante). Entretanto, houve uma tendência a aumento no estado do Amapá, correspondente a 0.05 kg/habitante (Figura 4).

Um fato que justifica esta tendência positiva na gestão dos RS dos municípios da região norte foi a promulgação do Lei nº 12.305 com diretrizes voltadas a sensibilização no descarte adequado dos RS (BRASIL, 2010). Além disso, os municípios da região norte aplicaram em 2012 uma média mensal de R\$ 10,98 por pessoa na coleta de RSU e demais serviços de limpeza urbana, e o mercado de serviços de limpeza urbana da região movimentou a quantia de R\$2 bilhões no ano de 2015, registrando crescimento de 5.2% em relação a 2014 (ABRELPE, 2012-2015).

A análise dos dados obtidos também indicou que, por mais que o estado do Pará tenha o maior aumento na produção de resíduos sólidos (1288 t), entre os anos de 2009 e 2015, comparado com os outros estados, esse dado corresponde a um aumento de apenas (22.3%), enquanto que o aumento da população urbana foi (48.3%) o que é justificado pela diminuição na produção per capita de resíduos sólidos nesses anos de análise (Tabela 2).

Entretanto, o estado de Roraima, mesmo que tenha apresentado a menor taxa da produção de resíduos (104 T), quando relacionado ao crescimento populacional (46.2%), foi superior ao estado do Pará (34.2%) (Figura 2). Neste contexto, o percentual de disposição dos RS em lixão no estado de Roraima (55.8%) foi superior ao estado do Pará (36%) em 2012, fato que demonstra relação direta entre o descarte e a proporção de RS em Roraima (ABRELPE, 2012).

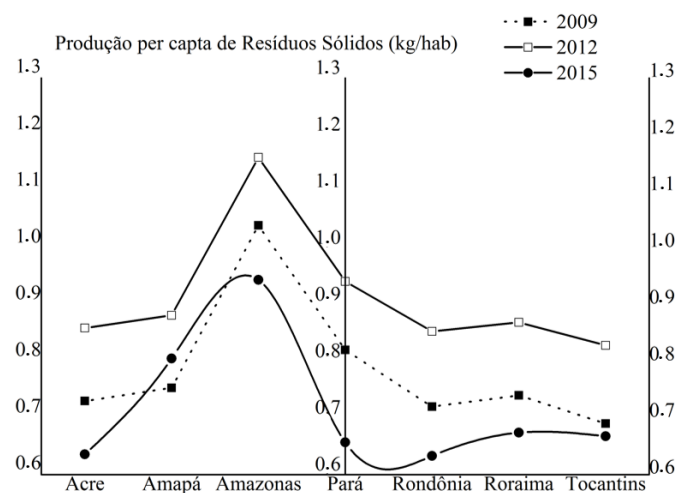


Figura 4. Produção per capita de resíduos sólidos nos sete estados da região norte.

Tabela 2. Relação da Produção per capita de resíduos sólidos e do crescimento populacional nos sete estados da região norte.

Ano	População urbana (habitante)				Produção de resíduos (Tonelada)			
	2009	2012	2015	Aumento	2009	2012	2015	Aumento
Acre	467,501	550,547	803,513	336,012	423	565	613	190
Amapá	577,072	626,826	766,679	189,607	446	585	681	235
Amazonas	2,630,028	2,842,261	3,938,336	1,308,308	3,250	3,811	4,264	1,014
Pará	5,510,879	5,343,274	8,175,113	2,664,234	5,779	6,164	7,067	1,288
Rondônia	1,039,664	1,168,326	1,768,204	728,540	1,031	1,200	1,461	430
Roraima	345,812	359,226	505,665	159,853	304	354	408	104
Tocantins	911,290	1,119,773	1,515,126	603,836	839	1,075	1,251	412

Fonte: ABRELPE (2009-2015).

Silva (2018) indica que entre os fatores que corrobora com a disposição inadequada dos RS, em estados como Pará e Roraima, estão as áreas extensas e pouco urbanizadas que tornam-se locais para disposição de resíduos a céu aberto pela falta de fiscalização dos órgãos ambientais e atuação dos mesmos.

O percentual de RS dispostos em aterro sanitário indicou tendência a um aumento desta prática em todos dos estados, com ênfase ao Acre, Amapá e Tocantins, que apresentaram melhores resultados. Menores índices são verificados no estado do Amazonas e Pará, com um aumento de apenas 1.70%. Vale salientar que não foram computados dados para o estado de Rondônia, pois esta forma de disposição ser inexistente no período analisado, o que não interfere na análise dos dados obtidos (Tabela 3). Estes dados também indicam que por mais que o estado do Pará tenha sido o que menos cresceu na produção de RS (22.28%), este estado apresentou menor índice no que se refere a disposição adequada, o que induz a outras formas de descarte inadequadas dos RS.

A análise dos dados obtidos quanto a disposição de RS em aterros controlados, indicou que houve diminuição desta prática apenas no estado do Acre (0.40%), com aumento nos outros seis estados, e maior representatividade no estado de Rondônia (2.70%).

Todos os estados apresentaram tendência a diminuição na disposição final de RS em vazadouros a céu aberto, notadamente Rondônia (10.50%), e Amapá (5.70%). Entretanto, o estado que apresentou menores percentuais de redução quanto a este tipo inadequado de disposição foi o Pará (3.10%). Este dado pode indicar que mesmo que este estado tenha apresentado tendência a diminuição na geração per capita de resíduos, as maiores proporções são destinadas de forma inadequada.

Tabela 3. Crescimento e da redução da disposição dos resíduos sólidos entre os anos de 2009 e 2015, na região norte.

	Aterro Sanitário	Aterro Controlado	Vazadouro a céu aberto
Acre	4.40%	-0.40%	-4.00%
Amapá	4.10%	1.60%	-5.70%
Amazonas	1.70%	2.20%	-3.90%
Pará	1.70%	1.40%	-3.10%
Rondônia	-	2.70%	-10.50%
Roraima	2.80%	2.00%	-4.80%
Tocantins	3.00%	0.50%	-3.50%

Fonte: ABRELPE (2008-2017).

Os resultados crescentes de disposição de resíduos em aterros controlados sugerem que a gestão dos RS na região norte não é adequada e acaba por induzir formas incorretas de descarte, como em aterros controlados, que prejudica o meio ambiente por contaminar o solo, água e ar, o que também foi verificado por Campos e Costa (2017).

Uma possibilidade para melhorar o despenho na gestão desses resíduos são as tecnologias de informação e comunicação (TIC) (Klein *et al.*, 2018), entretanto, a maior parte dos municípios da região norte não possuem dados e informações suficientes e adequados acerca da gestão de resíduos sólidos urbanos dentro de sua esfera de competência administrativa. Outro ponto relevante é a promoção da capacitação da comunidade e dos geradores de RS por meio da sensibilização ambiental, conforme indicado por Kaoje *et al.* (2017).

Conclusão

A geração de RS entre 2008 e 2017 na região norte foi crescente (75.2%), da mesma forma que o crescimento populacional (58.5%). Em relação a disposição final dos RS houve um aumento, no mesmo período dos resíduos encaminhados a aterros sanitários (5.4%) e dos encaminhados a lixões (1.4%), com redução dos RS encaminhados a aterros controlados (6.8%). Dessa forma é confirmada a forte correlação entre o crescimento populacional e o de resíduos ($r = 0.9$).

Houve ainda um aumento no crescimento populacional em todos os estados estudados nesta pesquisa entre os anos de 2009 e 2015, com maior crescimento no estado do Acre (71.8%) e Rondônia (70%), e menor crescimento no estado do Amapá (32.8%). O estado do Pará apresenta menores índices de produção per capita de RSU (22.2%), sendo que estes, ainda dispostos em maior quantidade de forma inadequada (71.8%). O estado do Amapá foi o único da região que apresentou tendência a um aumento da produção per capita de resíduos (6.9%) entre 2009 e 2015.

Os dados analisados apresentaram tendência a um aumento da disposição final de RS em aterro sanitário em todos os estados com ênfase ao Acre, Amapá e Tocantins, o que induz a melhores práticas de gestão e gerenciamento de RS preconizados na PNRS (BRASIL, 2010), que estabelece um plano para esta elaboração. Menores índices são verificados no estado do Amazonas e Pará, com um aumento de apenas 1.70% nos dois estados. A disposição de resíduos em aterros controlados indicou que houve diminuição desta prática apenas no estado do Acre (0.40%), com aumento nos outros seis estados, e maior representatividade no estado de Rondônia (2.70%). Todos os estados apresentaram tendência a diminuição na disposição final de RS em vazadouros a céu aberto, notadamente Rondônia (10.50%), e Amapá (5.70%).

Referências bibliográficas

- Brasil (2010) Lei Federal no 12.305 - Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, 03 de agosto de 2010. Acesso em: 01 mai. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2008-2020) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo. ABRELPE. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama>
- Abreu, C. D., Henkes, J. A. (2019) Uma análise sobre o tratamento de resíduos sólidos urbanos: Proposta de sistema alternativo, transformando resíduos sólidos em carvão e energia. *R. gest. sust. Ambient*, **8**(1), 1015-1042. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e120191015-1042>
- Bessa, S. A. L., Mello, T. A. G., Lourenço, K. K. (2019) Análise quantitativa e qualitativa dos resíduos de construção e demolição gerados em Belo Horizonte/MG. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **11**(1), 01-16. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180099>
- Campos, H. K. T. (2012) Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental, Santa Catarina*, **17**(2), 171-180.
- Campos, R. F. F., Costa, D. D. (2017) Análise do impacto ambiental pela dispersão de poluentes atmosféricos, através da queima de resíduos. *Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, **12**(1), 182-191.
- Chierrito-Arruda, E., Rosa, A. L.M., Paccola, E. A.S., Macuch, R. S., Grossi-Milani, R. S. (2019) Comportamento pró-ambiental e reciclagem: revisão de literatura e apontamentos para as políticas públicas. *Ambiente & Sociedade*, **21**(1), 01-18.
- Conceição, M. M. M., Souza, G. B., Queiroz, T. L., Silva, A. C. S., Sá, R. J. S., Silva, A. P. S., Silva, J. E. V. C., Costa, R. S., Tavares, L. S., Gomes, L. E. N. (2020) Crescimento populacional e geração de resíduos sólidos: o caso da região norte. *Brazilian Journal of Development*, **6**(2), 7936-7947.
- Dias, D.M., Martinez, C. B., Barros, R. T. V., Libânio, M. (2012) Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **17**(3), 325-332.
- Fonseca, R. A., Rodrigues, K. R., Charmelo, L. C. L; Loreto, A. S., Vieira, A. A. (2017) Avaliação de atividades de risco na usina de tratamento de resíduos sólidos do Município de Manhumirim, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **4**(7), 77-85. <https://doi.org/10.21438/rbgas.040708>
- Gerhardt, T. E, Silveira, D. T. (2009) A pesquisa científica. Em Miguel L.A., Carneiro M. L. F., Novak S., Cunha S. L. S., Franco S. R. K (Eds.), *Métodos de pesquisa*, UFRGS, Porto Alegre, 31-43.
- Gomes, M. F., Pinto, W. D. S. (2015) A função socioambiental da propriedade e o desenvolvimento sustentável. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde*, **14**(2), 236-250.
- Gonçalves, A. T. T., Moraes, F. T. F., Marques, G. L., Lima, J. P., Lima, R. S. (2018) Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. *Ambiente e Agua*, **13**(2), 1-20. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2157>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018) Estimativa da população. Disponível em: https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2018/POP2018_20210331.pdf
- Ito, M. H., Colombo, R. (2019) Resíduos volumosos no município de São Paulo: gerenciamento e valorização. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **11**(1), 1-15. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180117>
- Kaoje, A. U., Sabir, A. A., Yusuf, F., Jimoh, A. O., Raji, M. O. (2017) Residents perception of solid waste disposal practices in Sokoto, Northwest Nigeria. *African Journal Of Environmental Science And Technology*, **11**(2), 94-102. <https://doi.org/10.5897/AJEST2014.1791>
- Klein, F. B., Gonçalves-Dias, S. L. F., Jayo, M. (2018) Gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: uma análise sobre o uso de TIC no acesso à informação governamental. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **10**(1), 140-153. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.010.001>

- Lima, T. S., Barros, J. D. S. (2019) Avaliação do gerenciamento de resíduos sólidos através do Sistema de Indicadores de Sustentabilidade Pressão-Estado-Impacto-Reposta (PEIR) no Município de Cachoeira dos Índios, Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **6**(14), 749-765. <https://doi.org/10.21438/rbgas.061409>
- Melo, C. X., Duarte, S. T. (2018) Análise da compostagem como técnica sustentável no gerenciamento dos resíduos sólidos. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **5**(10), 691-710.
- Michalake, A. E., Silva, C. R., Silva, F.F. (2016) Análise dos parâmetros físico-químicos do esgoto tratado de Curitiba (PR) – Estação Belém. *Ciência e Natura*, **38**(3), 1560-1570. <https://doi.org/10.5902/2179460X22180>
- Moura, G. R., Serrano, A. L., Guarnieri, P. (2016) Análise econômica dos catadores de materiais recicláveis no Distrito Federal. *Holos*, **3**(32), 251-273. <https://doi.org/10.15628/holos.2016.1857>
- Moura, L. R., Dias, S. L. F. G., Junqueira, L. A. P. (2018) Um olhar sobre a saúde do catador de material reciclável: Uma proposta de quadro analítico. *Ambiente & Sociedade*, **21**(1), 1-20.
- Munyai, O.; Nunu, W. N. (2020) Efeitos na saúde associados à proximidade de pontos de coleta de lixo no município de Beitbridge, Zimbábue. *Wast Management*, **105**(1), 501-510.
- Oliveira, M. F. (2011) *Metodologia científica: manual para a realização de pesquisas em Administração*. Goiás: Catalão, 72 pp.
- Pinto, M.R., Pereira, D. R. M., Freitas, R. C. (2012) Fatores sociais, econômicos e demográficos associados à geração de lixo domiciliar na cidade de Belo Horizonte. *Reuna*, **17**(2), 27-44.
- Pisani Junior, R., Castro, M. C. A. A., Costa, A. A. (2018) Desenvolvimento de correlação para estimativa da taxa de geração per capita de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo: influências da população, renda per capita e consumo de energia elétrica: influências da população, renda per capita e consumo de energia elétrica. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(2), 415-424. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018167380>
- Queiroz, N. T., Vieira, E. T. V. (2018) Gestão de resíduos sólidos na zona urbana do Município de Varzelândia, Minas Gerais, Brasil: um olhar pela via da gestão municipal e impressões da população. *Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent*, **5**(9), 141-156. <https://doi.org/10.21438/rbgas.050909>
- Ricardo, D. L., Orozco, M. M. D. (2018) Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares do município de Rolim de Moura – Rondônia – Brasil. *Revista AIDIS*, **11**(3), 362-375. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2018.11.3.58252>
- Rivera, N. A., Hernandez, N. C. M. (2019) Tratamientos aplicados y posible aprovechamiento de los residuos sólidos, barrio la amistad, guanare, estado portuguesa, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **12**(1), 153-168. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2019.12.1.60854>
- Romano, A. G., Molinos-Senante, M. (2020) Fatores que afetam a ecoeficiência dos serviços de resíduos municipais nos municípios da Toscana: uma investigação empírica de diferentes modelos de gestão. *Wast Management*, **105**(1), 384-394.
- Rosini, D. N., Cardoso, D. C. C., Simioni, F. J., Becegato, V. A., Henkes, J. A. (2018) Análise da gestão de resíduos sólidos urbanos em municípios na região serrana de Santa Catarina. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **7**(4), 26-44. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v7e4201826-44>
- Schueler, A. S., Kzure, H., Racca, B. (2018) Como estão os resíduos urbanos nas favelas cariocas? *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **10**(1), 213-230. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.010.001>
- Silva, C. L., Fugii, G. M., Santoyo, A. H. (2017) Proposta de um modelo de avaliação das ações do poder público municipal perante as políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil: um estudo aplicado ao município de Curitiba. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **9**(2), 276-292. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.009.002>
- Vieira, C. R., Rocha, J. H. A., Lafayetti, K. P. V. (2019) Análise dos fatores de influência e diagnóstico da gestão dos resíduos da construção civil (RCC) nos canteiros de obra da cidade do Recife-PE. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **11**(1), 1-13. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180176>
- Waldman, M. (2010) Lixo: cenários e desafios, Cortez, São Paulo, 231 pp.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR BRASILEIRAS: DESAFIOS E PROPOSTAS PARA ADEQUAÇÃO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Isabella Macedo Menezes ¹
* Marcos Paulo Gomes Mol ²

SOLID WASTE MANAGEMENT IN BRAZILIAN HIGHER EDUCATION INSTITUTIONS: CHALLENGES AND PROPOSALS FOR FITNESSING NATIONAL SOLID WASTE POLICY

Recibido el 27 de julio de 2020. Aceptado el 12 de mayo de 2021

Abstract

As teaching and learning environments, Higher Education Institutions (HEIs) work as small urban centers that develop teaching, research, extension activities, as well as commercial, food and lodging services. Therefore, the elaboration of an Environmental Management System (EMS) that meets the specificities of its structure is a way of demonstrating its commitment with environment, including waste management. The aim of this study was to evaluate the existence and adequation of Waste Management Programs of Higher Education Institutions to the National Solid Waste Policy (NSWP) through a literature review. All the analyzed HEIs presented irregularities according to Law No. 12.305, from the disposal of pathogenic waste without previous treatment and absence of Solid Waste Management Program, until the disposal of organic waste to landfills and disposal of waste to dumps. It was concluded that despite the growing change in values and awareness regarding environmental protection by the population, efforts and investments in environmental education are still needed in all sectors of the Brazilian HEIs for the implementation and operation of proper solid waste management at these institutions.

Keywords: *higher education institutions, national solid waste policy, waste management.*

¹ Instituto de Educação Continuada, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Brasil.

² Centro de Pesquisas e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias, Brasil.

* *Autor correspondente:* Centro de Pesquisas e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias. Rua Conde Pereira Carneiro, 80-Gameleira, Belo Horizonte, Gameleira. 30510010. Brasil. Email: marcos_mol@yahoo.com.br

Resumo

Como ambientes de ensino e aprendizado, Instituições de Ensino Superior (IES) funcionam como pequenos núcleos urbanos que desenvolvem atividades de ensino, pesquisa, extensão além de prover serviços comerciais, de alimentação, alojamento, dentre outros. Portanto, a elaboração de um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) que atenda às especificidades de sua estrutura é uma maneira das IES demonstrarem seu comprometimento com questões ambientais, incluindo a gestão adequada de resíduos sólidos. O objetivo deste estudo foi avaliar a existência e adequação de Programas de Gestão de Resíduos de Instituições de Ensino Superior à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) através de uma revisão da literatura. Todas as IES apresentaram irregularidades em relação à Lei nº 12.305, desde a destinação de resíduos patogênicos sem tratamento previsto prévio, ausência de PGRSE, até a destinação de resíduos orgânicos para aterro e destinação de resíduos para lixões. Concluiu-se que, apesar da crescente mudança de valores e conscientização em relação à proteção ambiental por parte da população, esforços e investimentos em educação ambiental ainda são necessários em todos os setores das IES brasileiras para que ocorra a implementação e o funcionamento de um gerenciamento adequado dos resíduos sólidos nessas instituições.

Palavras chave: gestão de resíduos, instituições de ensino superior, política nacional de resíduos sólidos.

Introdução

Como ambientes de ensino e aprendizado, Instituições de Ensino Superior (IES) são importantes instituições que atuam na formação e capacitação do seu público, consideradas exemplos para a sociedade, sendo esperado que tenham responsabilidades e obrigações em relação à proteção ambiental (Vega *et al.*, 2003). O primeiro compromisso oficial divulgado no âmbito internacional do ambiente universitário com a sustentabilidade foi feito em 1990, na Conferência Internacional de Talloires, na França, na qual cerca de 500 IES de mais de 50 países diferentes, dentre eles o Brasil, se comprometeram em incorporar o tema sustentabilidade em seus programas de ensino, pesquisa e operação (ULSF, 1990 e Strange, 2002).

Um dos compromissos firmados na conferência está relacionado à implementação de programas de reciclagem nos ambientes universitários (ULSF, 1990). Entretanto, apenas em 1992, com a Conferência de Meio Ambiente e Desenvolvimento que ocorreu no Rio de Janeiro (Rio 92), instituiu-se a Agenda 21 que agregou importância ao tema meio ambiente e, desta forma, passou a se considerar no Brasil uma perspectiva de cooperação entre a sociedade, o meio acadêmico, o governo e o setor produtivo, que começaram a atuar na melhoria da qualidade do meio ambiente (Pinto-Coelho, 2009).

Segundo Tauchen e Brandli (2006), as IES funcionam como pequenos núcleos urbanos que desenvolvem atividades de ensino, pesquisa, extensão, além de prover serviços comerciais, de alimentação, alojamento, dentre outros. Portanto, a elaboração de um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) é uma maneira das IES demonstrarem seu comprometimento com as questões ambientais, incluindo a gestão adequada de resíduos sólidos.

Porém, inicialmente, a concepção empresarial de que lucro e meio ambiente eram incompatíveis foi um obstáculo para a implementação dos SGA em empresas e indústrias que, mais tarde, passaram a compreender que o uso de tecnologias ambientais poderia gerar redução de custos, com racionalização de insumos e redução de desperdícios (May, 2018).

De 1992 até os dias de hoje e, especialmente na primeira década do século XXI, muitas publicações científicas foram feitas a partir de análises da Gestão Ambiental e de Resíduos em IES, com especial foco sobre a gestão de resíduos de saúde, biológicos e químicos, gerados especialmente em laboratórios dessas instituições, como pode ser visto em Alberguini *et al.* (2002), Pacheco e Hermais (2003) e Imbroisi *et al.* (2006).

Apesar desses avanços, a gestão de resíduos sólidos no Brasil apenas foi regulamentada em 2010, com a publicação da Lei nº 12.305, que estabeleceu a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (Brasil, 2010). A PNRS determina diversos princípios relativos à gestão integrada de resíduos sólidos no país e estabeleceu metas, com prazos estipulados para a implementação de soluções no que diz respeito à reutilização e reciclagem, eliminação e recuperação dos lixões, elaboração de programas e projetos envolvendo a gestão de resíduos, dentre outros (Moura *et al.*, 2018).

A Lei nº 12.305 também estabeleceu os requisitos para elaboração dos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos, dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, e instituiu o respeito às diversidades locais e regionais quanto à aplicação da política, respeitando as particularidades de cada estado e município e o direito da sociedade à informação completa e atualizada de implementação desses planos (Brasil, 2010; Machado, 2012).

Apesar de estudos científicos sugerirem um aumento do engajamento de IES em estabelecer programas de gestão de todos os resíduos sólidos gerados em suas unidades, as IES comumente apresentam irregularidades na implementação de seus programas e, conseqüentemente, cumprimento precário da legislação. Somado a isso, apesar da PNRS já ter alguns anos de vigência, as fiscalizações e aplicações de sanções pelo Estado referentes ao descumprimento da lei por parte de todos os responsáveis pela gestão dos resíduos (fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes, consumidores e municípios) ainda têm se mostrado pouco efetivas e estão sendo substituídas por extensões de prazos para a adequação à lei (Brasil, 2010; Moura *et al.*, 2018).

Dessa forma, neste estudo, foi avaliada a hipótese de que a recente conscientização em relação aos problemas ambientais gerados pelo descarte inadequado de resíduos sólidos também afeta as IES que, por falta de engajamento e envolvimento de toda a comunidade acadêmica, desde a alta direção, até os alunos, corpo docente e demais funcionários, em relação ao gerenciamento de resíduos sólidos de suas instituições, ainda não conseguem

cumprir com todos os requisitos da PNRS. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a existência e adequação de Programas de Gestão de Resíduos de Instituições de Ensino Superior à Política Nacional de Resíduos Sólidos através de uma revisão da literatura.

Metodologia

A metodologia aplicada no trabalho foi de pesquisa qualitativa de natureza básica, já que analisou as informações dispostas de uma forma organizada, mas intuitiva para a interpretação de um contexto e tem como objetivo gerar conhecimentos para aplicação prática, dirigidos à solução de problemas específicos (Polit *et al.* 2004; Gerhardt e Silveira, 2009).

A coleta de dados foi feita a partir de pesquisas bibliográficas em livros, relatórios, Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, artigos científicos, legislações e normas vigentes. A coleta foi feita através de pesquisas no Google Acadêmico e sites institucionais de universidades entre os meses de março e maio de 2021. Foram utilizadas palavras-chave como “gestão de resíduos em IES”, “gestão de resíduos em universidades brasileiras” e “gestão de resíduos em universidades e a PNRS” tanto em português quanto em inglês.

A partir dessa pesquisa, foram selecionados artigos que foram utilizados como base de dados para descrever o panorama mundial de gestão de resíduos ao longo do tempo, e os artigos, o relatório e o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos sobre a realidade das IES brasileiras para a avaliação da gestão de resíduos sólidos e sua adequação à PNRS.

Foram selecionados sete artigos, um relatório e um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos contendo dados qualitativos e/ou quantitativos referentes à coleta e destinação de resíduos sólidos nos campi analisados e avaliações quanto aos desafios para o funcionamento adequado das mesmas. Foram feitas exposições dos cenários analisados através de tabelas e estabelecidas relações entre as variáveis através de texto descritivo.

Resultados

Foram incluídos neste trabalho de revisão sete artigos sobre a gestão de resíduos sólidos de sete Instituições de Ensino Superior brasileiras diferentes, além de um Relatório Anual de Sistema de Gestão Ambiental de uma universidade e um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólido de outra. O número de trabalhos sobre esse tipo de diagnóstico em IES ainda é pequeno. Grande parte dos trabalhos encontrados durante a pesquisa sobre o tema trata de iniciativas pontuais nas universidades, especialmente em relação à resíduos sólidos de saúde, químicos ou industriais gerados nos laboratórios e hospitais de universidades, sem levar em consideração a geração global de resíduos dos campi para a análise.

A partir dos artigos e documentos selecionados, analisou-se a existência ou não de um SGA ou Sistema de Gestão de Resíduos (SGR) nas IES e os desafios encontrados para se alcançar a destinação correta deles (Tabela 1), além da destinação dada aos resíduos gerados no campus (Tabela 2).

Tabela 1. Análise da presença de SGAs nas IES e dos desafios apresentados pelos autores para implementação e manutenção deles.

Autores/ Ano do artigo	IES analisada	Cidade/Estado	Presença de SGA	Desafios para implementação/funcionamento
Gonçalves <i>et al.</i> (2010)	Universidade Tecnológica Federal do Paraná	Francisco Beltrão/PR	A implementação do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos e seu respectivo PGRS foi iniciado em 2009.	Necessidade de maiores ações de treinamento e sensibilização de professores, alunos, técnicos-administrativos e da alta administração, para melhoria dos índices de reciclagem, além de manutenção constante dessas ações, a fim de evitar afastamento gradual da comunidade universitária do projeto.
Oliveira e Amorim (2010)	Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC- MG) - Campus Coração Eucarístico	Belo Horizonte/ MG	O campus possui um Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Especiais (PGRSE), aprovado em 2003, que integra o Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Saúde (PGRSS) da PUC Minas.	Ausência de uma equipe técnica qualificada e responsável pela elaboração e implementação de um Sistema de Gestão Ambiental.
Albuquerque <i>et al.</i> (2010)	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)	Florianópolis/SC	Quatro projetos de gestão de resíduos são desenvolvidos na UFSC pela Coordenadoria de Gestão Ambiental: gerenciamento de resíduos sólidos secos, gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos, gerenciamento resíduos sólidos do sistema da saúde e gerenciamento de pilhas, baterias e lâmpadas fluorescentes.	Desenvolvimento de programas de educação ambiental, com ênfase principalmente na coleta seletiva, que atinjam professores, funcionários, alunos, e a comunidade de modo geral, a qual contribuiria na correta destinação final dos resíduos e a incorporação de princípio da sustentabilidade em relação ao planejamento, treinamento e operações relacionadas ao gerenciamento de resíduos sólidos no campus.
Costa <i>et al.</i> (2004)	Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)	Campina Grande/ PB	Inexistente	Educação ambiental como principal desafio, já que, para se atingir bons resultados, a participação da comunidade acadêmica é imprescindível.

Autores/ Año do artigo	IES analisada	Cidade/Estado	Presença de SGA	Desafios para implementação/funcionamento
Nardy <i>et al.</i> (2010)	Anhanguera Educacional	Taubaté/Santo André/Leme/Piracicaba/Limeira/Indaiatuba-SP	A Instituição possui um Plano de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde (PGRSS) que propõe minimizar a quantidade de resíduos de saúde gerados e gerenciar a qualidade na sua geração, com o intuito de reduzir os riscos oferecidos aos agentes e comunidade envolvidos.	Manter a disciplina “Responsabilidade Social e Meio Ambiente” em todas as matrizes curriculares da IES, e promover constantemente a revisão de seu plano de curso além de promover capacitação de todos os agentes interessados na implementação do SGA (toda a comunidade acadêmica) para um comprometimento dos mesmos com as melhorias ambientais na Instituição e atendimento da mesma à PNRS.
Acre <i>et al.</i> (2018)	Fatec – Nilo de Stéfani	Jaboticabal/SP	Inexistente	Implementação de sinalização adequada de lixeiras coletoras de resíduos recicláveis e educação ambiental dos alunos e treinamento dos funcionários para que o acondicionamento e descarte dos resíduos sejam realizados de maneira mais eficiente.
Universidade do Vale do Rio dos Sinos- Relatório Anual de SGA (2019)	Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS)	São Leopoldo/Porto Alegre - RS	A Universidade é certificada pela Norma ABNT ISO 14001. O Campus Unisinos São Leopoldo é certificado desde Dezembro/2004 e Campus Unisinos Porto Alegre (Torre Educacional e Espaço Unisinos) desde Novembro/2018.	Até o final do ano de 2018, a coleta dos resíduos no campus de São Leopoldo era realizada diariamente por uma cooperativa de catadores. No campus de Porto Alegre, o recolhimento dos resíduos ocorria conforme cronograma de coleta do Departamento Municipal de Limpeza Urbana. Para atender à demanda da nova estrutura operacional da Universidade e para melhorar o gerenciamento da destinação e controle dos resíduos gerados, em 2019, a Unisinos contratou empresa especializada e licenciada para proceder o recolhimento diário dos resíduos sólidos domésticos nos campi.
Nolasco <i>et al.</i> (2020)	Faculdade UnB Planaltina (FUP)	Brasília - DF	Em implementação. Em 2016, a realização de um diagnóstico da gestão de resíduos no campus deu origem ao grupo Recicla FUP, que visa a implementação de um plano de gestão de resíduos sólidos na FUP e promove educação ambiental na comunidade acadêmica a partir de projetos de extensão.	Falta de motivação pessoal dos alunos para participarem da coleta seletiva, a falta de conhecimento sobre como fazer o descarte seletivo de resíduos e a necessidade de institucionalizar as ações dos projetos de extensão.

Autores/ Ano do artigo	IES analisada	Cidade/Estado	Presença de SGA	Desafios para implementação/funcionamento
Universidade de São Paulo – Campus Leste (2017)	Universidade de São Paulo (USP Leste)	São Paulo - SP	A Superintendência de Gestão Ambiental da USP, criada em 2012, iniciou, em 2014, o processo de elaboração da Política Ambiental da USP. A Resolução nº 7465, de 11 de janeiro de 2018 instituiu a Política Ambiental da Universidade de São Paulo que, dentre outros, inclui as Políticas Ambientais Temáticas, o Plano de Gestão Ambiental da USP, os Planos Diretores Ambientais e Programas Ambientais.	Criação de uma equipe de coordenação e monitoramento do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos da USP Leste, desenvolvimento de uma plataforma de controle e monitoramento qualitativo e quantitativo dos resíduos e de indicadores de avaliação de desempenho, implantação de um programa contínuo de capacitação, comunicação e difusão dos problemas associados à geração e ao incorreto manejo de resíduos, aprimoramento da forma de acondicionamento e armazenamento temporário de cada tipo de resíduo, adequação de abrigo para armazenamento de resíduos biológicos, criação de programa experimental de valorização de resíduos, promoção de melhorias no gerenciamento dos contratos com as empresas que realizam o transporte externo e disposição final dos resíduos e obtenção de cadastro de movimentação de resíduos para controle sobre o transporte e a destinação final de resíduos de construção civil.

Tabela 2. Resíduos gerados nas IES analisadas e destinação dada.

IES Analisada	Resíduos gerados (Classe NBR 10004/04)						Destinação
	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas)	Classe I infectantes biológicos	Classe I químicos	Classe II A orgânicos	Classe II B recicláveis	Classe II B rejeitos	
Universidade Tecnológica Federal do Paraná- Campus Francisco Beltrão	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): revendedores Classe I (químicos e infectantes biológicos): empresa licenciada Classe II A orgânicos: serviço de limpeza urbana Classe II B recicláveis: reciclagem Classe II B rejeitos: serviço de limpeza municipal
Pontifícia Universidade	✓	✓	✓	✓	✓	✓	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): empresa licenciada

IES Analisada	Resíduos gerados (Classe NBR 10004/04)						Destinação
	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas)	Classe I infectantes biológicos	Classe I químicos	Classe II A orgânicos	Classe II B recicláveis	Classe II B rejeitos	
Católica de Minas Gerais (PUC- MG) - Campus Coração Eucarístico							Classe I infectantes biológicos: serviço de limpeza urbana Classe I químicos: empresa licenciada Classe II A orgânicos: serviço de limpeza urbana Classe II B recicláveis: comércio/reciclagem Classe II B rejeitos: Aterro Sanitário Licenciado
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)	✓	✓	✗	✓	✓	✓	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): empresa licenciada Classe I infectantes biológicos: empresa licenciada Classe I químicos: não especificado Classe II A orgânicos: compostagem Classe II B recicláveis: serviço de limpeza urbana/reciclagem Classe II B rejeitos: serviço de limpeza urbana
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)	✗	✓	✗	✓	✓	✓	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): não especificado Classe I infectantes biológicos: lixão Classe I químicos: não especificado Classe II A orgânicos: lixão Classe II B recicláveis: lixão Classe II B rejeitos: lixão
Anhanguera Educacional	✗	✓	✓	✓	✓	✗	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): não especificado Classe I infectantes biológicos e químicos: não especificado (gerenciados por meio de PGRS) Classe II A orgânicos: não especificado Classe II B recicláveis: reciclagem/ serviço de limpeza urbana Classe II B rejeitos: não especificado
Fatec Jaboticabal –	✗	✓	✓	✓	✓	✓	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): não especificado

IES Analizada	Resíduos gerados (Classe NBR 10004/04)						Destinação
	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas)	Classe I infectantes biológicos	Classe I químicos	Classe II A orgânicos	Classe II B recicláveis	Classe II B rejeitos	
Nilo de Stéfani							<p>Classe I infectantes biológicos/químicos: armazenamento na IES</p> <p>Classe II A orgânicos: serviço de limpeza urbana</p> <p>Classe II B recicláveis: serviço de limpeza urbana</p> <p>Classe II B rejeitos: serviço de limpeza urbana</p>
Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	<p>Classe I perigosos (lâmpadas fluorescentes e/ou com vapor de mercúrio inservíveis): empresa licenciada</p> <p>Classe I infectantes biológicos (resíduos de serviço de saúde): empresa licenciada</p> <p>Classe I químicos (laboratoriais, administrativos e efluentes químicos): empresa licenciada e Estação de Tratamento de Efluentes da universidade (efluentes químicos)</p> <p>Classe II A e II B (orgânicos e rejeitos domésticos): Aterro Sanitário Licenciado</p> <p>Classe IIA e IIB (óleo vegetal usado, gás refrigerante, compressores de ar condicionado, resíduos de construção civil, resíduos eletrônicos, vegetação arbórea e arbustiva): empresa licenciada</p> <p>Classe II B recicláveis (plástico, metal, papel vidros e outros resíduos secos): reciclagem</p>
Faculdade UnB Planaltina (FUP)	×	×	✓	✓	✓	✓	<p>Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas): não especificado</p> <p>Classe I infectantes biológicos: não especificado</p> <p>Classe I químicos: empresa licenciada (geridos a partir de programa próprio – RESQUI)</p> <p>Classe II A orgânicos: alimentação animal e compostagem (escala piloto) – apenas resíduos do Restaurante Universitário. Resíduos orgânicos gerados em outras áreas do campus são coletados pelo serviço de limpeza urbana.</p> <p>Classe II B recicláveis: reciclagem</p> <p>Classe II B rejeitos: serviço de limpeza urbana</p>

IES Analisada	Resíduos gerados (Classe NBR 10004/04)						Destinação
	Classe I perigosos (pilhas, lâmpadas)	Classe I infectantes biológicos	Classe I químicos	Classe II A orgânicos	Classe II B recicláveis	Classe II B rejeitos	
Universidade de São Paulo (USP Leste)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	<p>Classe I perigosos (pilhas, baterias, lâmpadas, cartuchos e toners): empresa licenciada e/ou logística reversa (cartuchos e toners). Reatores de lâmpadas fluorescentes ainda não possuem empresa destinadora homologada (armazenados aguardando homologação de empresa licenciada)</p> <p>Classe I infectantes biológicos: empresa licenciada</p> <p>Classe I químicos: empresa licenciada</p> <p>Classe II A orgânicos: Aterro Sanitário Licenciado, doação para fabricação de sabão (óleo vegetal) e reciclagem e aproveitamento energético (madeira da poda e capinagem de áreas verdes e madeira proveniente de obras).</p> <p>Classe II B recicláveis: reciclagem e empresa licenciada (cartões de plástico sem uso, resíduos eletroeletrônicos e resíduos de construção civil classe A)</p> <p>Classe II B rejeitos: Aterro Sanitário Licenciado</p>

Discussões

Em decorrência das inúmeras discussões sobre as questões ambientais nos últimos anos, diversos organismos internacionais adicionaram às suas diretrizes requisitos para a implementação de SGA para empresas, visando reduzir os impactos ambientais provenientes de suas operações (May, 2018). Desde então, especialmente na primeira década do século XXI, diversas publicações científicas têm enfatizado a importância das análises dos processos de gestão ambiental, com ênfase na gestão dos resíduos sólidos em IES, como pode ser notados nas publicações de Alberguini *et al.* (2002), Pacheco e Hermas (2003) e Imbroisi *et al.* (2006).

Além disso, à medida que avança a implementação da ISO 14.001 em empresas de diversos setores em todo o mundo, avança também a preocupação de implementação de uma Gestão Ambiental pelas empresas e a preocupação com sua integração em todos os setores necessários ao desenvolvimento da política ambiental empresarial (Dyllick, 2000 apud Corozza, 2003).

Em seu item 6.1.2, “Aspectos Ambientais”, a Norma estabelece que o escopo do SGA de uma empresa deve contemplar gestão de rejeitos, incluindo a reutilização, recuperação, reciclagem e disposição. Ao contemplar esse requisito, a empresa estará automaticamente cumprindo o requisito 6.1.3 da “Norma, Requisitos Legais e outros Requisitos”, que exige ações para cumprimentos dos requisitos legais aplicáveis aos aspectos ambientais da empresa que, se tratando de resíduos, refere-se à PNRS especificamente (ABNT, 2015).

Sanches (2000) destaca que o público tem se mostrado cada vez mais exigente frente às mudanças de valores e ideologias da sociedade, especialmente em relação à igualdade de oportunidades, a saúde, a segurança no trabalho e a proteção do meio ambiente, e isso tem pressionado as empresas (incluído IES) a incorporarem esses valores aos seus processos operacionais.

Apesar desses inúmeros avanços relatados nas últimas décadas, a gestão de resíduos sólidos no Brasil só foi regulamentada em 2010, com a publicação da Lei nº 12.305 (Brasil, 2010). Essa regulamentação, aparentemente, fomentou a publicação de trabalhos avaliando gestão de resíduos em IES, como os analisados no presente trabalho, que mostrou como esse gerenciamento precisa ser trabalhado com mais foco e intensidade visando superar os desafios existentes nessas instituições. A PNRS estabelece que todos os estabelecimentos geradores de resíduos sólidos são obrigados a elaborar um plano de gerenciamento e garantir seu cumprimento visando mitigar possíveis danos ambientais.

Dentre as nove Instituições avaliadas neste trabalho, apenas quatro já possuíam PGRS implementados em suas unidades no momento de publicação dos trabalhos. A Universidade Tecnológica do Paraná (2010), a UFSC (2010), a UNISINOS (2019) e a USP - Leste (2017). Dentre estas, destaca-se a UNISINOS que, além de possuir PGRS, teve seu Campus Unisinos São Leopoldo certificada pela Norma ABNT ISO 14001 em 2014 e seu Campus Unisinos Porto Alegre (Torre Educacional e Espaço Unisinos) certificado em 2018, sendo a única Universidade avaliada a ser certificada (Gonçalves *et al.*, 2010; Albuquerque *et al.*, 2010; USP, 2017; UNISINOS, 2019).

A UEPB (2004) e a Fatec Jaboticabal (2018) não possuíam nenhum tipo de programa até a data de publicação dos trabalhos, apesar da UEPB gerar resíduo patogênico, o que a obrigaria a ter um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Especiais (PGRSE) (Costa *et al.*, 2004; Acre *et al.*, 2018). A PUC (2010) e a Anhanguera (2010) possuíam apenas PGRSS e/ou PGRSE e executaram o estudo com o intuito de implementar um SGA completo em suas unidades (Oliveira e Amorim, 2010; Nardy *et al.*, 2010). A FUP (2020), apesar de ainda estar implementando seu SGA, já realiza gestão de seus resíduos químicos através de programa próprio, chamado REQUI (Nolasco *et al.*, 2020).

Nenhuma das instituições analisadas cumpre as orientações da PNRS em sua totalidade. Apenas a UFSC relatou encaminhar a totalidade de seus resíduos orgânicos para a compostagem, premissa prevista pela política nacional (Albuquerque *et al.*, 2010). A FUP destina uma pequena parcela de seus resíduos orgânicos provenientes de seu Restaurante Universitário para a compostagem (Nolasco *et al.*, 2020) e a USP destina madeira da poda e capinagem de áreas verdes e madeira proveniente de obras para reciclagem e aproveitamento energético.

No entanto, o restante dos resíduos orgânicos gerados no campus são destinados para Aterro sanitário Licenciado (USP, 2017). A UNISINOS, apesar de certificada pela Norma ABNT ISO 14001, destina seus resíduos orgânicos para Aterro Sanitário Licenciado (UNISINOS, 2019) A Lei nº 12.305 determina que os resíduos devem ser avaliados quanto à viabilidade de não geração, reutilização e/ou recuperação, por inúmeros processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis antes de ser considerado rejeito e, então ser encaminhado para disposição final ambientalmente adequada (Brasil, 2010).

Apesar de oferecer tratamento por compostagem aos seus resíduos orgânicos, a UFSC recicla apenas 5% de seus resíduos sólidos secos, compostos majoritariamente por papéis e plásticos (Albuquerque *et al.*, 2010). O restante é encaminhado diretamente para disposição final. A FATEC também destina seus resíduos recicláveis para a disposição final e apenas 3 das 6 unidades avaliadas da Anhanguera Educacional realizam coleta seletiva de papéis, plásticos, metais e vidros em seus campi (Nardy *et al.*, 2010; Acre *et al.*, 2018). O destino dos resíduos orgânicos não foi especificado pelos autores, mas não foi mencionado encaminhamento para a compostagem.

A Universidade Estadual da Paraíba constatou que todos os seus resíduos, incluindo aqueles contendo material patogênico, são encaminhados ao lixão localizado a 10 quilômetros do campus, o que caracteriza um grave descumprimento da legislação ambiental (Costa *et al.*, 2004). Os resíduos da Classe I da Anhanguera são gerenciados por meio do PGRSS da Instituição, o que presume uma destinação ambientalmente adequada dos mesmos, apesar da mesma não ter sido especificada pelos autores (Nardy *et al.*, 2010). Já os resíduos da Classe I gerados na FATEC são armazenados na IES, mas seu tratamento ou destinação não foram especificados (Acre *et al.*, 2018).

Dentre as metas estabelecidas pela Lei nº 12.305 está a eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadoras e catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis que, apesar da estigmatização social sofrida, protagonizaram a coleta de materiais recicláveis no país (Brasil, 2010 e Teodósio *et al.*, 2018).

Além disso, a lei estabelece que os resíduos patogênicos devem passar por tratamentos, determinados pela CONAMA nº 358/2005, antes de serem encaminhados para a disposição final, o que não é descrito ou evidenciado nos trabalhos da Anhanguera e da FATEC (Nardy *et al.*, 2010;

Acre *et al.*, 2018). Já a PUC, destina seus resíduos Classe I através do serviço de limpeza urbana, mas descreve tratamento prévio desses resíduos através da autoclavagem (CONAMA, 2005; Oliveira e Amorim, 2010).

Conforme relatado nos artigos e documentos analisados, dentre as nove instituições avaliadas, sete apresentaram a educação ambiental como desafio para a implementação de um Sistema de Gestão Ambiental ou de resíduos em seus campi, já que muitas das etapas que envolvem a gestão, como coleta seletiva e segregação correta dos resíduos, dependem do envolvimento da comunidade acadêmica.

O processo de implementação de um sistema de gestão de resíduos sólidos em uma IES é complexo e exige um esforço integrado de toda a comunidade acadêmica, desde o setor jurídico, por exemplo, avaliando o contrato de empresas terceirizadas envolvidas com coleta e destinação final de resíduos, até o setor de compras, estabelecendo políticas de compras ambientalmente responsáveis para a instituição e o setor de pesquisa, integrando critérios ambientais em seus projetos desenvolvidos (Corrêa, 2009; Conto, 2012)

O esforço integrado de implementação de um SGA/SGR deve ser liderado e envolver comprometimento da alta liderança das IES que, segundo a Norma ISO 14.001, deve dirigir e apoiar as pessoas a contribuírem para a eficácia do SGA, assegurar que o sistema alcance os objetivos pretendidos e seja apresentado à comunidade acadêmica no formato de prestação de contas pela eficácia do mesmo.

Todas as IES apresentaram irregularidades em relação a Lei nº 12.305, desde a destinação de resíduos patogênicos sem tratamento previsto prévio, ausência de PGRSE, até a destinação de resíduos orgânicos para aterro e destinação de resíduos para lixões.

Vale destacar que o Estado é um órgão indispensável no processo de fiscalização e penalização em relação ao cumprimento ou descumprimento desses requisitos e outros presentes na Lei, porém, quando se trata de políticas públicas brasileiras, o diálogo e a coordenação entre as instâncias de governo formuladoras de normas e diretrizes e as instâncias executoras é muito precário (Maiello *et al.*, 2018 e Moura *et al.*, 2018).

Vários prazos estabelecidos, como a extinção de lixões até 2014, não foram cumpridos, e novos prazos para a implementação da lei começaram a ser discutidos, com metas estabelecidas entre 2018 e 2021, de acordo com os portes dos municípios em questão. Tudo isso mostra que a aplicação da PNRS ainda está muito distante de cumprir seu objetivo principal, a proteção do meio ambiente (Teodósio *et al.*, 2016 e Moura *et al.*, 2018).

Considerações finais

A conscientização ambiental em relação à destinação ambientalmente correta de resíduos sólidos ainda é recente, assim como sua regularização no Brasil, decretada em 2010 com a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Somada à PNRS, normas internacionais, como a ISO 14.001, publicada em 2015, reforçam a necessidade e obrigatoriedade de implementação de SGA que atendam aos requisitos legais dos países de empresas certificadas.

Apesar das IES serem ambientes de ensino e de ser esperado pela sociedade que tenham responsabilidades e obrigações em relação à proteção ambiental, no Brasil, poucas universidades já implementaram um Sistema de Gestão Ambiental em seus campi, de modo que a maioria das ações em torno da sustentabilidade adotadas nessas instituições consistem em ações isoladas, que não levam em conta uma visão sistêmica para esses ambientes (Brandli *et al.*, 2015). Somado a isso, o número de trabalhos avaliando a gestão de resíduos em instituições de ensino brasileiras ainda é pequeno. No entanto, sabe-se que, apesar de não terem sido encontrados artigos realizando o diagnóstico de seu SGA, a Universidade de Campinas (UNICAMP) possui um Sistema de Gestão Ambiental. Seu Sistema teve implantação iniciada em 2011 (UNICAMP, 2011) e é coordenado pelo Grupo Gestor Ambiental (GGA) da Universidade, criado em 2006 pela Resolução GR-053/2006, de 11/10/2006 para implantar um Programa de Gestão Ambiental na universidade (UNICAMP, 2006)

Apesar da crescente mudança de valores e conscientização em relação à proteção ambiental por parte da população, a ineficiência da fiscalização e penalização por parte do Estado quanto ao descumprimento da PNRS e o constante adiamento de prazos para a adequação das instituições à lei deve ser avaliado com mais profundidade para se ter uma dimensão sobre sua função de estímulo à implementação dos sistemas de gestão dos resíduos sólidos em atendimento à norma.

Dado que a Lei nº 12.305 estabelece a responsabilidade compartilhada pela gestão de resíduos sólidos no país, é necessário o engajamento e comprometimento por parte de todos os setores envolvidos, geradores, fabricantes, comerciantes e estado, com suas respectivas responsabilidades legais para que todas as deficiências na gestão de resíduos sólidos apontadas no trabalho sejam solucionadas.

Referências bibliográficas

- Acre, F. G., Prado, L., Santos, L. J., Chagas, E., Cruz, D. F. (2018) Caracterização dos resíduos sólidos gerados em uma instituição de ensino superior no município de Jaboticabal, SP, *1º Congresso Sul Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade*, Gramado, Brasil.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015) *Introdução à ABNT NBR ISO 14001:2015*. Acesso em 14 de maio de 2019, disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=345116>

- ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas (2004) *NBR 10004 - Resíduos sólidos – classificação*. Rio de Janeiro: ABNT.
- Alberguini, L. B. A., Silva, L. C. Rezende, M. O. O. (2003) Laboratório de resíduos químicos do campus USP - São Carlos - Resultado da experiência pioneira em gestão e gerenciamento de resíduos químicos em um campus universitário. *Química Nova*, **26**(2), 291-295.
- Albuquerque, B. L., Júnior, G. R., Rizzatti, G., Sarmiento, J. V. S., Tissot, L. (2010) Gestão de resíduos sólidos na Universidade Federal de Santa Catarina: os programas desenvolvidos pela coordenadoria de gestão ambiental, *Colóquio Internacional sobre Gestión Universitaria en America del Sur*, Mar del Plata, Argentina.
- Brandli, L. L., Leal Filho, W., Frandoloso, M. A. L., Korf, E. P., Daris, D. (2014). The Environmental Sustainability of Brazilian Universities: Barriers and Pre-conditions. In: Filho, W.L., Azeiteiro, U.M., Caeiro, S., Alves, F. (Eds.) *Integrating Sustainability Thinking in Science and Engineering Curricula*, Springer, Hamburg, 63-74. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09474-8_5
- CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2005) *Resolução Conama nº 358/05*, Diário Oficial da União, publicado em 4 de maio de 2005.
- Congresso Nacional (2010) *Lei nº 12.305/10. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos altera a Lei nº 9.605/98 e dá outras providências*, Diário Oficial da União, publicado em 3 de agosto de 2010.
- Conto, S. M. (2010) *Gestão de resíduos em universidades*. 1.ed. Educ, Caxias Do Sul, 319 pp.
- Corazza, R. I. *Gestão Ambiental e Mudanças da Estrutura Organizacional*. *RAE - Eletrônica*, **2** (2). Acesso em: 04 de agosto de 2019, disponível em: <https://www.scielo.br/i/raeel/a/3FjKXqF9Br7hm3dsRgp5p3j/?lang=pt>
- Corrêa, L. B. (2009) *Construção de políticas para a gestão dos resíduos em uma instituição de ensino superior na perspectiva da educação ambiental*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Educação Ambiental, Instituto de Educação, Universidade Federal do Rio Grande. Rio Grande do Sul, 206 pp.
- Costa, F. X. (2004) Estudo qualitativo e quantitativo dos resíduos sólidos do Campus I da Universidade Estadual da Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, **4**(2), 1-10.
- Gerhardt, T. E., Silveira, D. T. (2009) *Métodos de Pesquisa*. 1. ed. Editora da UFRGS, Porto Alegre, 120pp.
- Gonçalves, M. S., Kummer, L., Sejas, M. I., Rauen, T.G., Bravo, C.E.C. (2010) Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, (15), 79 - 84. Disponível em: http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/39
- Imbroisi, D., Santos, A. J. M. G., Barbosa, S.S., Shintaku, S.F., Monteiro, H.J., Ponce, G.A.E., Furtado, J.G., Tinoco, C.J., Mello, D.C., Machado, P.F.L. (2006) Gestão de resíduos químicos em universidades: Universidade de Brasília em foco. *Química Nova*, **29**(2), 404-409.
- Machado, P. A. L. (2012) Princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Revista do Tribunal Regional Federal da 1ª Região*, **24**(7), 25-33.
- Maiello, A., Britto, A.L.N.P., Valle, T.F. (2018) Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos. *Revista de Administração Pública*, **52**(1), 24 – 51.
- May, T. (2018) *Economia do Meio Ambiente*. 3. ed. Elsevier, Rio de Janeiro, 488 pp.
- Moura, I. S. A., Neto, A.G., Hoogerheide, C.H., Couto, G.P.S.B., (2018) *O papel fiscalizador do poder público na PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305/10*, Dissertação em Direito, Unibalsas. Maranhã, 22 pp.
- Nardy, M. B. C., Cunha, M. E. G., Bichara, J. (2003) Análise de Processos em uma Instituição de Ensino Superior Visando a Implantação de um Sistema de Gestão Ambiental. *Revista de Ciências Gerenciais*, **13**(1), 14-21.
- Nolasco, E., Vieira Duraes, P. H., Pereira Gonçalves, J., Oliveira, M. C. de, Monteiro de Abreu, L., & Nascimento de Almeida, A. (2020). Characterization of solid wastes as a tool to implement waste management strategies in a university campus. *International Journal of Sustainability in Higher Education*, **22**(2), 217-236. <https://doi.org/10.1108/IJSHE-12-2019-0358>
- Oliveira, B. C., Amorim, C. (2010) Diagnóstico e caracterização dos aspectos ambientais para implantação do sistema de gestão ambiental: caso Puc Minas campus Coração Eucarístico, *V Seminário de Extensão da PUC Minas*, Belo Horizonte, Brasil.

- Pacheco, E.V., Hemais, C. A., Fontoura, G.A.T., Rodrigues, F.A. (2003) Tratamento de Resíduos Gerados em Laboratórios de Polímeros: Um Caso bem Sucedido de Parceria Universidade-Empresa. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, **13**(1), 14-21.
- Pinto-Coelho, R. M. (2009) Reciclagem e Desenvolvimento Sustentável no Brasil 1.ed. RecÓleo, Belo Horizonte, 340 pp.
- Polit, D. F., Beck, C. T., Hungler, B. P. (2004) Fundamentos de pesquisa em enfermagem: métodos, avaliação e utilização. Trad. de Ana Thorell. 5. ed. Artmed, Porto Alegre, 487 pp.
- Sanches, C. S. (2000) Gestão Ambiental Proativa. *Revista de Administração de Empresas*, **40** (1), 76-87.
- Strange, K., (2002) Overview of waste management options: their efficacy and acceptability. In: Hester y, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities*. Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Cambridge, 1–52.
- Tauchen, J., Brandli, L. L. A (2006) Gestão Ambiental em Instituições de Ensino Superior: Modelo para Implantação em Campus Universitário. *Gestão e Produção*, **13**(3), 503-515.
- Teodósio, A. S. S., Dias, S.F.L.G., Santos, M.C.L. (2016). Procrastinação da Política Nacional de Resíduos Sólidos: Catadores, Governos e Empresas na Governança Urbana. *Ciência e Cultura*, **68**(4), 30-33.
- ULSF, University Leaders for a Sustainable Future, *The Tailloires Declaration*, 1990. Acesso em 18 de março de 2019, disponível em: <http://ulsf.org/report-and-declaration-of-the-presidents-conference-1990>
- UNICAMP, Universidade Estadual de Campinas (2011) *Edson Tomaz assume Grupo Gestor Ambiental da Unicamp*, Jornal da UNICAMP (ano XXV – nº 492). Acesso em 06 de maio de 2021, disponível em: https://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/maio2011/ju492_pag02.php#
- UNICAMP, Universidade Estadual de Campinas (2006) *Resolução GR-053/2006, de 11/10/2006*, Gabinete do Reitor, publicada em 11 de outubro de 2006.
- UNISINOS, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, *Relatório do Sistema de Gestão Ambiental*, 2019, Unidade de Apoio de Operação e Serviços Coordenação Administrativa, São Leopoldo, 47pp
- USP, Universidade de São Paulo – Campus Leste, *Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos – Campus USP Área Capital Leste*, 2017, Grupo de Trabalho Ambiental (GT Ambiental) da EACH-USP, São Paulo, 230pp.
- USP, Universidade de São Paulo (2018) *USP institui Política Ambiental para os campi*, Jornal da USP. Acesso em 06 de maio de 2021, disponível em: <https://jornal.usp.br/?p=142347>
- USP, Universidade de São Paulo (2018) *Resolução nº 7465 de 11 de Janeiro de 2018*, Diário Oficial do Estado de São Paulo, publicado em 12 de janeiro de 2018.
- Vega, C. A., Benítez, S. O., Barreto. M. E. R. (2003) Mexican educational institutions and waste management programmes: a University case study. *Resources Conservation & Recycling*, **39**, 283-296.
- Vega, C. A., Benítez, S. O; Barreto. M. E. R. (2008) Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. *Waste Management*, **28**, 21-26.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

AVALIAÇÃO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM FOCO EM MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA DE REUSO: ESTUDO DE CASO EM UMA INDÚSTRIA FARMACÊUTICA

Rodrigo José Gonçalves da Cunha¹
Liane Yuri Kondo Nakada²
Regina Márcia Longo¹
* Rodrigo Custódio Urban¹

EVALUATION OF A WASTEWATER TREATMENT PLANT FOCUSING ON THE IMPROVEMENT OF REUSE WATER QUALITY: A CASE STUDY IN A PHARMACEUTICAL INDUSTRY

Recibido el 29 de julio de 2020. Aceptado el 13 de enero de 2021

Abstract

This study aims to diagnose an existing effluent treatment and reuse water production system, located in a pharmaceutical industry, and to evaluate the quality of the treated effluent, as well as the reuse water, in order to promote and expand their use. The study was made based on the history of analyzes of the treated effluent and the reuse water, already used in cooling and sanitary systems. The data were organized and related to the normative and technical standards regarding the applications of reuse water. The characterization of the samples was evaluated in relation to the current use and the possible scenarios of expansion of the reuse, using statistical tools. The results show that only disinfection is a process that needs improvement, compared to current use. With improvements in the disinfection system and adherence to the monitoring of parameters recommended in legislation, the applications of reuse water can be expanded and, with investment in advanced tertiary treatment technologies, the parameters of reuse water can approach potability standards. Opportunities for improvements were detected in the cooling water system, in which reuse water is applied, and the possibility of using reuse water in boilers, with the potential for annual savings in the order of R \$ 300,000.00 / year.

Keywords: *water reuse, wastewater treatment, reuse standards.*

¹ Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana, Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Brasil.

² Departamento de Infraestrutura e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

* *Autor correspondente:* Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-Campinas), Centro de Ciências Exatas, Ambientais e de Tecnologias, Programa de Pós-Graduação em Sistemas de Infraestrutura Urbana. Rua Professor Dr. Euryclides de Jesus Zerbini, 1516 – Pq. Rural Fazenda Santa Cândida, Campinas, São Paulo, Brasil. CEP: 13087-571. Email: rodrigo.urban@puc-campinas.edu.br

Resumo

Este trabalho tem como objetivo realizar o diagnóstico de um sistema de tratamento de efluentes e produção de água de reuso existente, localizado em uma indústria farmacêutica, avaliando se a qualidade do efluente tratado e da água de reuso estão adequadas aos usos atuais e se possui potencial para ampliar sua utilização. O estudo foi feito a partir do histórico de dados obtidos nas análises do efluente tratado e da água de reuso, já utilizada em sistemas de resfriamento e sanitários. Os dados foram organizados e relacionados com os padrões normativos e técnicos referentes às aplicações da água de reuso. Foi avaliada, utilizando ferramentas estatísticas, a qualidade da água em relação ao uso atual e os possíveis cenários de ampliação do reuso. Os resultados mostram que somente a desinfecção é um processo que carece de melhorias, em relação a qualidade exigida para o uso atual da água de reuso. Com melhorias no sistema de desinfecção, monitoramento dos parâmetros de qualidade preconizados em legislação e investimentos em tecnologias de tratamento terciário avançado, as aplicações da água de reuso podem ser ampliadas. Foram detectadas oportunidades de melhorias no sistema de águas de resfriamento, no qual a água de reuso é aplicada, e a possibilidade de utilização da água de reuso em caldeiras, que representaria um ganho financeiro relevante.

Palabras chave: reuso de água, tratamento de efluentes, padrões de reuso.

Introdução

Com o aumento populacional, existe um incremento constante na demanda de água, nos setores agrícola, doméstico e industrial (Roshan e Kumar, 2020). De acordo com a ONU (2020), estes setores continuam aumentando sua demanda num ritmo estável de cerca 1% ao ano, o que pode nos levar a um déficit hídrico global de 40%, até 2030, com um crescimento estimado de 24 %, até 2050, da participação dos setores energético e industrial na demanda de água.

Considerando a crise hídrica como uma questão de oferta e demanda (Cardozo e Demanboro, 2011), o tratamento de águas residuárias pode oferecer mais do que somente a manutenção da qualidade do recurso hídrico ofertado. Os efluentes domésticos ou industriais podem ser tratados e utilizados como água de reuso, tanto para fins potáveis quanto não-potáveis. Dessa forma, ao reduzir o consumo de água potável e minimizar a captação de água nos mananciais, Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) equipadas com meios para garantir o reuso do efluente tratado podem ser consideradas ferramentas para a gestão da demanda hídrica (Faustini *et al.*, 2018).

Nas indústrias a utilização da água de reuso tem outros objetivos, além da economia de recursos naturais. Com a crescente demanda, o custo da aquisição de água potável e do descarte e tratamento de efluentes também são crescentes, e, aliados à regulamentação mais restritiva, tornam a reciclagem de águas residuárias uma ação economicamente vantajosa (Andrade *et al.*, 2017). No caso específico das indústrias farmacêuticas, Milanesi *et al.* (2020) destacam que atitudes para incremento de sua sustentabilidade ambiental, como a economia de água, são crescentes e já são considerados um diferencial para consumidores e organizações.

Dada sua característica, as especificações para reuso industrial dependem do tipo de indústria e tipo de processo ou finalidade na qual está se empregando água de reuso. (CNI, 2017). De acordo com Brega Filho e Mancuso (2003), este tipo de reuso da água consiste na aplicação do efluente em processos, ao invés de seu imediato descarte no meio ambiente. Evidentemente, os critérios de qualidade desse efluente, antes e após o tratamento, bem como os processos necessários para alcance desta qualidade, são definidos conforme sua aplicação.

Neste sentido, os sistemas de tratamento de efluentes, que, por princípio, necessitam de constante atualização para manter sua eficiência e resguardar os mananciais que receberão os despejos, também precisam de adequações para que seu efluente tratado possa ter seu reuso viabilizado. Neste trabalho, foi realizado o diagnóstico de um sistema de tratamento instalado em indústria farmacêutica da região de Campinas-SP, Brasil, com intuito de caracterizar e avaliar a qualidade da água de reuso, visando a manutenção do uso atual, a proposta de ações para ampliação do reuso e a sua possível economia financeira.

Materiais e métodos

Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido em um complexo industrial farmacêutico veterinário, localizado no município de Campinas, Estado de São Paulo. A empresa ocupa uma área construída de aproximadamente 12,000 m² e emprega, diretamente, cerca de 200 funcionários, divididos em turnos de trabalho administrativo e produtivo. A maioria das atividades ocorre no período diurno, porém, é comum que a empresa mantenha atividades produtivas 24 horas por dia, 7 dias por semana, dependendo da demanda.

A produção é responsável, diretamente, pela maior fração da demanda de água potável neste complexo industrial. Toda água residual, oriunda tanto de atividades produtivas quanto não produtivas, é eventualmente encaminhada para tratamento, onde, por sua vez, é adequada para o lançamento na via de esgotamento público, ou, será encaminhada para tratamento posterior, visando sua reutilização. Atualmente, cerca de 44% de toda água potável é reutilizada diretamente em torres de resfriamento, sanitários e mictórios, enquanto os cerca de 56% restantes são descartados. O detalhamento das estruturas responsáveis pelo tratamento e reutilização da água serão detalhados a seguir.

Uma vez que a água de processo produtivo é descartada, passa a ser caracterizada como Efluente Bruto e segue para a estação elevatória de efluentes industriais. As demais correntes de água descartadas, utilizadas em uso chamado de “doméstico” (consumo por funcionários, pias, chuveiros, rega de áreas verdes, limpeza, refeitório, etc), são denominadas Esgoto Bruto e seguem para a estação elevatória de esgoto.

O destino das águas residuárias, provenientes de ambas as elevatórias, é a Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Nesta etapa, os efluentes são tratados tanto para descarte, quanto para reutilização como água de reuso. O reuso, por sua vez, é viabilizado pela Estação de Produção de Água de Reuso (EPAR), estruturalmente equipada para adequar o efluente tratado ao reuso. Na Figura 1 é detalhado o fluxo da água na área de estudo.

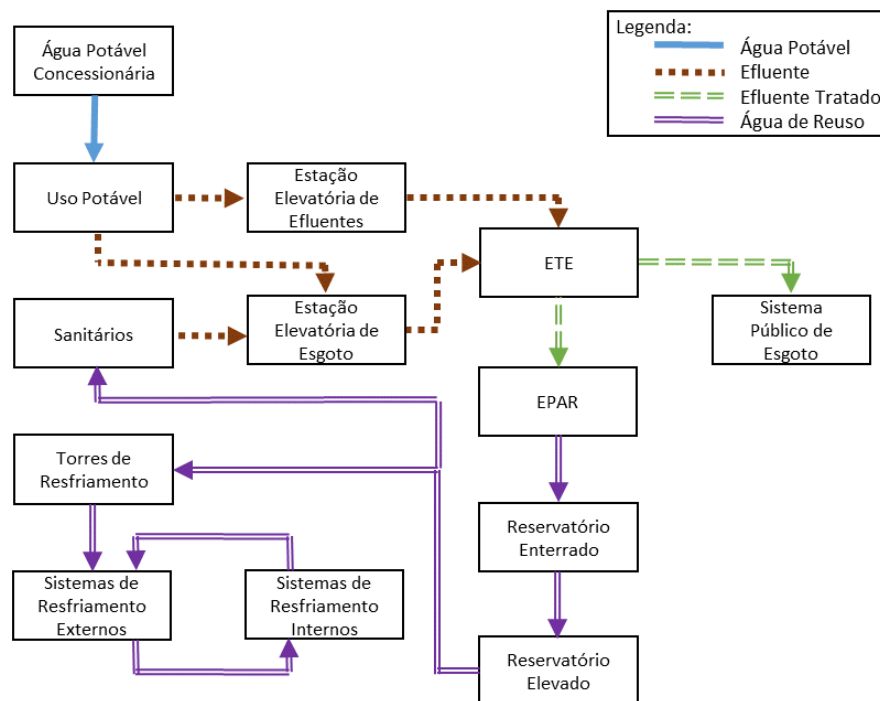


Figura 1. Representação do fluxo da água na área em estudo.

Estação de Tratamento de Efluentes

O tratamento dos efluentes na área de estudo é realizado pela técnica de Lodos Ativados. A ETE em questão possui um sistema de Lodos Ativados diferente do convencional, funcionando por batelada e com aeração intermitente, fornecida por meio de sopradores. A equipe operacional controla manualmente o ciclo de tratamento, direcionando a chegada do Efluente Bruto para o Reator vazio assim que o primeiro atinge nível máximo. O Reator cheio continua a receber aeração por 5h30min, tempo estabelecido em procedimento operacional para o ciclo de tratamento. Ao término de cada ciclo de 5h30min, o reator tem seu soprador desligado, interrompendo a aeração, com intuito de promover a separação de sólidos (lodo biológico) e líquido (efluente tratado) por meio de decantação. A decantação, de acordo com o procedimento operacional, deve durar mais 3h30min. Cada Reator possui capacidade total de 86 m³.

Após a decantação, cerca de 36 m³ irão corresponder ao volume de lodo, enquanto o restante compõe o efluente tratado. Desse volume de 50 m³ de efluente tratado, um máximo de 30 m³ por batelada poderá seguir para o Tratamento de Água de Reuso (EPAR), se houver demanda. O restante, ou até mesmo todo o volume, para o caso de não ser necessária a produção de água de reuso, segue para descarte na via de esgotamento público.

O fluxograma apresentado na Figura 2, detalha visualmente o processo da ETE.

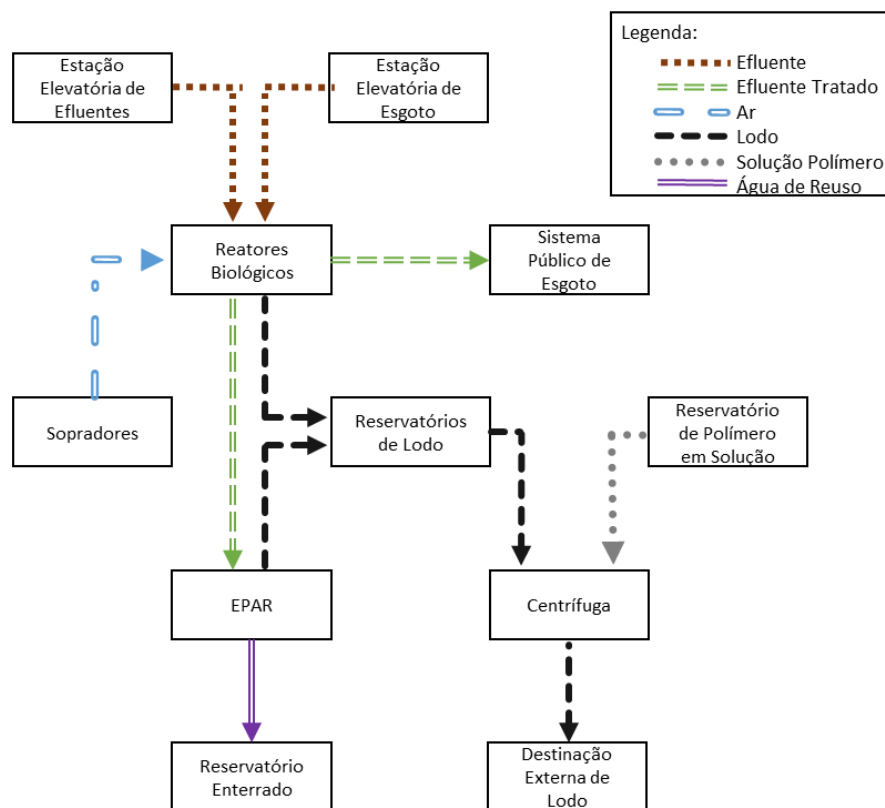


Figura 2. Fluxo do Processo ETE na área em estudo.

Estação de Produção de Água de Reuso - EPAR

O efluente tratado é encaminhado para a EPAR, onde ocorre um tratamento de água físico-químico composto pelas etapas de desinfecção, ajuste de pH, coagulação e floculação, decantação, e filtragem, com intuito de adequar o efluente tratado para uso em sistema de resfriamento e sanitários. O fluxograma apresentado na Figura 3 detalha visualmente o processo da EPAR.

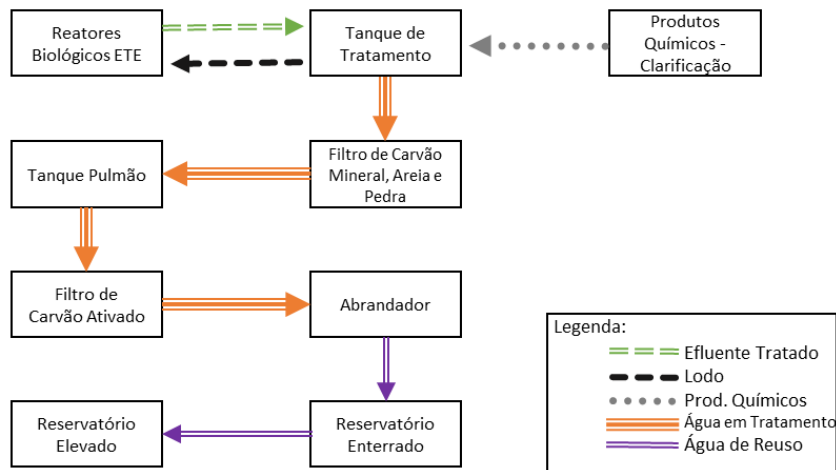


Figura 3. Fluxo do Processo EPAR na área em estudo.

Aplicação da Água de Reuso

Do reservatório elevado, a água de reuso segue para abastecer o sistema de resfriamento, além das bacias sanitárias e mictórios. No entanto, a água de torre de resfriamento recebe a aplicação de produtos inibidores de corrosão e incrustação, além de receber adição de cloro na entrada de cada torre, realizado por meio de pastilhas.

Conforme observado na Figura 1, a opção pela produção de água de reuso se deve à necessidade de resfriamento no processo produtivo, e o seu elevado consumo de água da rede. O sistema de resfriamento externo é composto por *chillers*, condensadores e trocadores de calor; e o sistema interno ao processo produtivo pelas camisas de tubulação, reservatórios e colunas de destilação. Devido ao uso majoritário em atividades ligadas ao resfriamento, a demanda por água de reuso pode variar conforme a época do ano, sendo maior nos meses mais quentes e sofrendo queda nos meses mais frios. Todo sistema de reuso pode ser complementado com, ou alternado para, uso de água potável.

O sistema de torres conta ainda com operações automáticas pré-programadas de drenagem, com intuito de evitar a concentração de contaminantes presentes na água reciclada, potencializados pelo uso em um sistema onde a renovação de água ocorre, majoritariamente, por evaporação. O fluxograma apresentado na figura 4, detalha o layout básico das torres. As Torres de Resfriamento são divididas em 3 grupos:

- Conjunto de Torres “T1”: Responsáveis pela troca de calor com os sistemas de Resfriamento Externo e Interno.
- Torre “T2”: Troca de calor com uma etapa produtiva particular.
- Torre “T3”: Troca de calor para produção de água de utilidade particular.

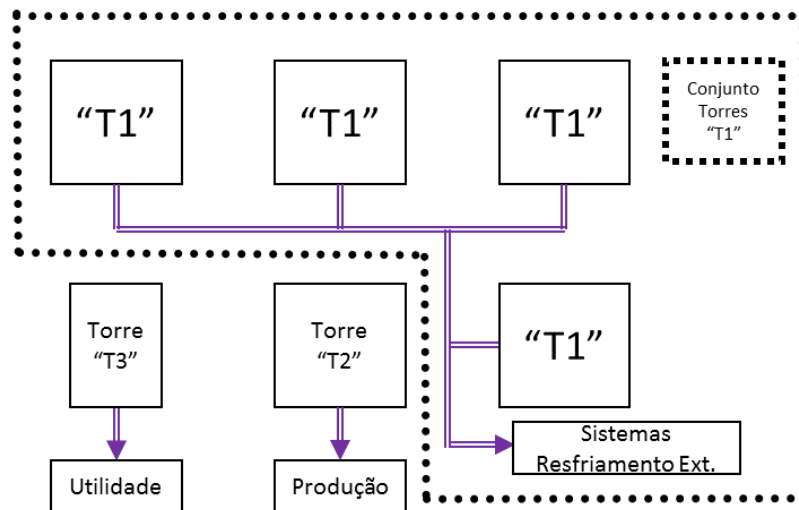


Figura 4. Layout das Torres de Resfriamento.

Análise dos dados

Com base no histórico de resultados analíticos disponibilizados pela empresa, foram levantadas as normas e leis aplicáveis a cada tipo de amostra (Efluente Tratado, Água de Reuso ou Potável).

Para os padrões do efluente tratado (Tabela 1), foram utilizadas as referências que a empresa já está condicionada a atender. São elas o Artigo 18 do Decreto Estadual Nº 8.468/1976 e a seção II da Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, alterada e ampliada pela Resolução CONAMA nº 430/ 2011. Já as referências para água de reuso utilizam bases técnicas e legais, compiladas na Tabela 2.

Tabela 1. Requisitos legais de parâmetros de qualidade do efluente tratado.

Referência (Legislação)	Padrões de Lançamento de Efluente	pH	DBO	Eficiência em Remoção DBO	Sólidos Sedimentáveis
		-	mg/L	%	ml/L/h
Decreto 8468	Artigo 18	5.0 a 9.0	< 60.0	> 80.0	≤ 1.0
Conama 430	Seção II	5.0 a 9.0	-	> 60.0	≤ 1.0

1

Tabela 2. Requisitos legais de parâmetros de qualidade da água de reuso.

Referência	Tipo de Reuso	pH	Alcalinidade mg/L CaCO3	Boro* mg/L	Cloretos mg/L	Cloro Residual Livre / Cloro mg/L	Coliformes Termotolerantes UFC/100mL	Condutividade us/cm	Dureza Total mg/L CaCO3	Ferro Total mg/L	Silica Total mg/L	Sólidos Totais Dissolvidos mg/L	Turbidez NTU
Resolução Municipal Nº 09/2014	Classe A	-	-	-	< 250.0	≥ 1.0	-	-	-	-	-	-	≤ 1.0
	Classe B	-	-	-	< 250.0	≤ 2.0	-	-	-	-	-	-	≤ 5.0
Resolução conjunta SES/SMA/SSRH Nº01 /2017	Classe I	6.0 a 9.0	-	< 0.7	<106.0	-	Ausência/100 ml	< 700.0	-	-	-	< 450.0	≤ 2.0
	Classe II	6.0 a 9.0	-	< 3.0	<350.0	-	<200	< 3000.0	-	-	-	< 2.000.0	-
<i>Guidelines for Water Reuse -EPA</i>	Industrial-refrigeração Torres de Resfriamento (1992)	6.9 a 9.0	≤ 350.0	-	≤ 500.0	-	-	-	≤ 650.0	≤ 0.5	≤ 50.0	≤ 500.0	≤ 50.0
NBR 13969/1997	Classe I (contato direto)	6.0 a 8.0	-	-	-	0.5 a 1.5	< 200.0	-	-	-	-	< 200.0	< 5.0
	Classe II (sem contato direto)	-	-	-	-	> 0.5	< 500.0	-	-	-	-	-	< 5.0
	Classe III (descarga bacias sanitárias)	-	-	-	-	-	< 500.0	-	-	-	-	-	< 10
Auto Controle Adotado	Industrial - Torres de Resfriamento	6.0 a 9.0	≤ 700.0	-	-	-	-	< 3500.0	≤ 700.0	≤ 1.0	≤ 150.0	< 2.600.0	-
Portaria de Consolidação Nº5 MS-Capítulo V. Anexos 1. 7 e 10 do Anexo XX	Nenhum - Apenas Comparativo	6.0 a 9.0	-	-	< 250.0	0.5 a 2.0	Ausência/100 ml	-	< 500.0	≤ 0.3	-	< 1.000.0	< 5.0

3

Como referências técnicas para água de reuso, foram utilizadas as *Guidelines for Water Reuse EPA* (USEPA, 1992), a Norma Brasileira nº 13969/1997 - Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 13969/1997) e os padrões de monitoramento interno adotados por empresa prestadora de serviços de monitoramento e manutenção das torres de resfriamento.

As referências legais para água de reuso foram: do Município de Campinas-SP, a Resolução Conjunta da Secretaria Municipal do Verde, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SVDS e a Secretaria Municipal de Saúde – SMS nº 09/2014 (Resolução Municipal nº 09/2014); do Governo do Estado de São Paulo, a Resolução Conjunta das Secretarias de Estado da Saúde, do Meio Ambiente e de Saneamento e Recursos Hídricos nº 01 de 28 de junho de 2017 (Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01/2017). Para efeito de comparação, foi incluída uma referência de padrão de água potável através da Portaria de Consolidação nº 5 do Ministério da Saúde, Anexo XX.

Cruzando as informações disponibilizadas pela empresa com as referências levantadas, os seguintes parâmetros foram selecionados: pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Eficiência em Remoção de DBO, Sólidos Sedimentáveis, Alcalinidade, Boro, Cloretos, Cloro Residual Livre, Coliformes Termotolerantes, Condutividade, Dureza Total, Ferro Total, Sílica Total, Sólidos Totais Dissolvidos e Turbidez. No caso do Efluente Tratado, foram incluídos Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Eficiência em Remoção de DQO, pois, apesar de não serem considerados parâmetros de especificação, há histórico disponível.

Foram organizados resultados de 24 amostragens, de frequência mensal, de controle do Efluente Tratado (Saída da ETE); 10 amostragens, de frequência trimestral, da saída da EPAR; e 25 amostragens, de frequência mensal, realizadas pelo Autocontrole Mensal das Torres (Água na Torre de Resfriamento). Todos os dados são referentes ao período de 2017 a 2019.

Munido dos resultados devidamente compilados e organizados foi realizada a caracterização do Efluente Tratado. A Água de Reuso foi caracterizada utilizando análise de frequência de adequação aos parâmetros em três diferentes cenários de uso. Os cenários considerados foram: i) Atendimento de parâmetros ao uso atual (Torres de Resfriamento e uso em sanitários), de acordo com as referências técnicas levantadas e os parâmetros considerados pela prestadora de serviço responsável pelo controle da qualidade da água de reuso; ii) Atendimento de parâmetros para classes II e B de reuso urbano, de acordo com as referências legais levantadas; iii) Atendimento de parâmetros de potabilidade, com intuito de avaliar a aplicação da água de reuso em caldeiras.

Em seguida, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre os atributos do efluente tratado e da água de reuso, com intuito de avaliar se alguma melhoria na água de reuso pode ser obtida através de intervenção no tratamento secundário.

Com base nos resultados foram propostas ações para melhoria de pontos críticos atuais e o uma avaliação das ações necessárias para almejar a ampliação do uso de água de reuso, discutindo o a economia financeira potencial como justificativa para eventual investimento. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa Action Stat®, versão 3.7.

Resultados e discussão

Caracterização do efluente tratado

Os dados de caracterização do Efluente Tratado são apresentados na Tabela 3. O Efluente Tratado não apresenta problemas em relação ao atendimento dos parâmetros legais apresentados na Tabela 1. No entanto, foi identificado uma grande variância da amostra no parâmetro DQO, além de uma eficiência de remoção média 74%. Embora não existam valores mínimos legais para DQO, esse resultado é interessante e pode ser tema de estudos futuros, buscando relacionar possíveis substâncias presentes no efluente que influenciem a sua biodegradabilidade.

Tabela 3. Estatística descritiva das características do efluente tratado.

Parâmetro	pH	DBO	Eficiência Remoção DBO	DQO	Eficiência Remoção DQO	Sólidos Sedimentáveis
Unidade	-	mgO ₂ ·L ⁻¹	%	mgO ₂ ·L ⁻¹	%	ml·L ⁻¹ ·h ⁻¹
Controle (Decreto 8468)	5.0 a 9.0	<60.0	>80%	-	-	<1.0
Média	7.00	47.83	83	174.27	-	0.15
Mediana	7.06	31.30	89	151.00	76	0.10
Desvio padrão	0.436	50.525	17.6	126.967	18.3	0.390
Variância da amostra	0.190	2552.803	3.1	16120.681	3.3	0.152
Mínimo	6.23	3.10	34	18.09	30	0.00
Máximo	7.82	182.20	99	518.80	99	2.00

Caracterização da água de reuso

Os dados de caracterização da Água de Reuso e os valores de referência para os três cenários avaliados encontram-se na Tabela 2. Em relação ao 1º cenário (menos restritivo), percebe-se que não há muita dificuldade em atender os limites de controle considerados. O uso em sanitários previsto pela NBR 13969/1997 também é atendido, uma vez que o histórico de turbidez das análises não apresenta nenhum resultado superior a 10 NTU.

Tabela 4. Estatística descritiva das caracterização Água de Reuso.

Parâmetro	pH	Alcalinidade Total	Cloretos	Condutivid.	S.T.D.	Dureza Total	Ferro Total	Silica Total	Boro	Cloro Residual	Turbidez
Uni.	-	ppm CaCO ₃	ppm Cl	us·cm ⁻¹	ppm	ppm CaCO ₃	ppm Fe	ppm SiO ₂	mg·L ⁻¹	mg·L ⁻¹	NTU
1º Cen.	6.0 - 9.0	700.0	500.0	3500.0	2600.0	700.0	1.0	150.0	5.0	0.5 - 1.5	50.0
2º Cen.	6.0 - 9.0	350.0	350.0	3000.0	2000.0	650.0	0.5	50.0	3.0	0.5 - 2.0	10.0
3º Cen.	6.0 - 9.0	350.0	250.0	700.0	1000.0	500.0	0.3	50.0	0.7	0.5 - 2.0	5.0
Média	6.86	96.20	320.35 ^c	1463.44 ^c	1097.58 ^c	137.04	0.39 ^c	19.68	0.74 ^c	0.17 ^a	1.63
Median	6.90	90.00	305.30 ^c	1355.00 ^c	1016.25 ^c	186.00	0.32 ^c	20.00	0.50	0.09 ^a	1.50
Desv.P	0.31	38.39	90.10	390.26	292.69	101.00	0.28	10.95	0.66	0.23	1.15
Var.	0.10	1473.50	8118.40	1.52 10 ⁵	8.66 10 ⁴	1.02 10 ⁴	0.08	119.98	0.44	0.05	1.32
Mín	6.20	45.00	195.25	849.00 ^c	636.75	0.00	0.05	1.00	0.20	0.00 ^a	0.40
Máx	7.80	165.00	599.95 ^a	2880.00 ^c	2160.00 ^b	294.00	1.11 ^a	42.00	1.98 ^c	0.67	3.10

Uni. – Unidade; 1º Cen. – Primeiro cenário; 2º Cen. – Segundo cenário; 3º Cen. – Terceiro cenário; Median – Mediana; Desv.P – Desvio PADrão; Var. – Variância da amostra; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; ^a – valores acima dos requisitos para os três cenários estudados; ^b – valores acima dos requisitos do 2º e 3º cenários estudados; ^c – valores acima dos requisitos do 3º cenário estudado

Os valores de Cloro Residual apresentaram apenas uma amostra dentro dos limites (o máximo registrado, de 0,67 mg/L). Essa deficiência está diretamente ligada à presença de Coliformes Totais, que é analisado trimestralmente e, com resultados desejados expressos em “ausência em UFC/100 ml”, apresentou somente 4 resultados dentro da especificação em todo histórico disponível. A proposta mais adequada para resolução deste problema seria a adequação da desinfecção com base nas legislação estadual e municipal previamente citadas. O hipoclorito de sódio já é aplicado ao sistema, porém, em quantidade ou com tempo de contato insuficiente. Se o ajuste da dosagem não for suficiente para adequação do parâmetros, ajustes no sistema de tratamento, para promover maior eficiência na remoção de sólidos podem ser avaliados.

Há uma grande variância dos valores de Alcalinidade, Cloretos, Condutividade, Sólidos Totais Dissolvidos e Dureza. Apesar de esperada, para que se estabeleça redução na variabilidade das características da água de reuso propõe-se revisar as operações de produção de água de reuso, começando pelos procedimentos, treinamento da operação, definir e adquirir possíveis os instrumentos necessários para prática do auto-controle do processo de tratamento.

Considerando o 2º cenário, afirma-se que, considerando os parâmetros mais restritivos de uso em torres, definido pela Agência Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA), bem como o Uso com Restrição Severa, estabelecido pela Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01/2017, a água de reuso tem potencial para atender plenamente os requisitos definidos por estes instrumentos, desde que faça melhorias em sua desinfecção e monitoramento de Cloro Residual.

Além da ressalva a respeito da desinfecção, a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01/2017 também exige, para uso Urbano com Restrição Severa, a necessidade de ampliar o escopo de análises para incluir DBO, Sólidos Suspensos Totais, Ovos helmintos, Cloro Total e fator RAS (caso seja optado o uso em irrigação paisagística).

Considerando o 3º cenário, com referências mais restritivas, aplicáveis à água potável, a água de reuso não atende os parâmetros Cloretos, Condutividade, Sólidos Totais Dissolvidos, Ferro Total, Boro e Cloro Residual. O fato dos demais parâmetros se adequarem ao uso potável indica que o sistema atual tem qualidade suficiente em seus processos de clarificação, filtração e abrandamento para produzir uma água de reuso de boa qualidade.

Complementando os comentários anteriores, propõe-se:

- Com base nos estudos de Cristóvão et al. (2015), George et al. (2015), Sumisha et al. (2015), Colla et al. (2016), Ghaneian et al. (2017), e Xu et al. (2019), estudar e avaliar, técnica e economicamente, o emprego da combinação de sistemas de ultrafiltração e osmose reversa, em nível terciário, dada sua eficiência em reduzir os valores das variáveis que ainda se apresentam fora da especificação do 3º cenário, com registros nos trabalhos citados de eficiências entre 80 e 99%.
- Com base nos estudos referentes à tecnologia MBR de Andrade et al. (2015), Jemli et al. (2015), Mannina et al. (2016), e Jamshidi e Niksokhan (2017), esta alternativa, em nível secundário, pode reduzir os valores das variáveis que ainda se apresentam fora da especificação do 3º cenário.

Qualquer proposta que venha a ser considerada deve levar em conta as características atuais do sistema de tratamento e suas limitações, bem como as limitações das próprias alternativas, descritas nos estudos mencionados. Além do custo de implantação, novas demandas de energia, insumos e manutenção seriam gerados. No entanto, o resultado pode ser financeiramente viável, se a economia gerada pela ampliação do reuso for suficientemente elevada.

Analisando os usos atuais de água potável e água de reuso, a possibilidade de retomada do uso de água reciclada na produção de vapor é plausível. Considerando que o preço praticado da água é de R\$ 35.10/m³ de água potável (contrato com empresa de Saneamento- valor fornecido pela indústria), e o volume médio mensal de água para produção de vapor é de aproximadamente 400 m³/mês, há a possibilidade de evitar o gasto mensal de até R\$ 14,040, ou R\$ 168,480 ao ano. Com o aumento da demanda por água de reuso, é esperada a redução, na mesma taxa, do descarte para via de esgotamento público. Atualmente, o valor cobrado pelo descarte é de R\$ 28.07/m³ (contrato com empresa de Saneamento-valor fornecido pela indústria). Com mais 400 m³/mês de efluente sendo reaproveitado, até R\$ 11,228 por mês, ou R\$ 134,736 por ano deixariam de ser gastos com descarte. Ou seja, apesar da necessidade de um investimento ser necessário para alcançar os parâmetros do 3º cenário, e ainda sem considerar os custos relacionados à produção desta água de maior qualidade, existe a possibilidade de uma economia anual de até R\$ 303,216 em vista, que pode ser usada para justificar o investimento.

É válido destacar que a operação da EPAR também confere custos, que devem ser subtraídos dos benefícios econômicos apontados, entretanto, os valores servem como referencia estimativa de vantagens financeiras do processo de melhorias no sistema de reuso.

Correlação do Efluente Tratado x Água de Reuso

Com intuito de avaliar se, com os dados disponíveis, era possível estabelecer alguma relação significativa entre a qualidade do efluente tratado e a qualidade da água de reuso, foram pareadas amostragens que ocorreram no mesmo intervalo de tempo e foi realizada a correlação de Pearson.

O resultado da correlação entre os parâmetros das características do efluente tratado e água de reuso é apresentado na Tabela 5. Isolando a correlação entre as variáveis do efluente tratado e as variáveis da água de reuso, temos o seguinte cenário. Em geral, são poucas as correlações encontradas entre as variáveis do Efluente Tratado e Água de Reuso. A maioria é fraca, podendo ser descartadas como coincidência estatística. No entanto, dois fenômenos merecem explicações.

Tabela 5. Correlação Efluente X Água de Reuso.

Características	Água de Reuso				
	pH	DBO	Eficiencia DBO	DQO	Eficiencia DQO
pH	-0.28	-0.36	0.03	-0.04	0.18
Alcalinidade Total	-0.34	-0.04	0.28	0.60	-0.01
Cloretos	-0.23	-0.66	0.66	0.35	0.35
Condutividade	-0.26	0.00	0.27	0.66	-0.18
Sólidos Totais Dissolvidos	-0.26	0.00	0.27	0.66	-0.18
Dureza Total	0.13	0.50	0.00	0.11	-0.08
Ferro Total	0.06	-0.27	0.44	-0.09	0.15
Silica Total	-0.51	0.01	0.24	0.64	0.02

Há aparente correlação entre DQO x Condutividade e DQO x Sólidos Totais Dissolvidos. No entanto, serão tratadas como coincidência estatística. O motivo encontra-se na relação entre DQO e Eficiência em Remoção de DQO. Quanto maior a DQO, menor deve ser a Eficiência. Logo, a correlação com a DQO, para ser considerada relevante, deveria ser acompanhada de uma relação negativa com a Eficiência em remoção de DQO, que não ocorre.

Correlações com maior nível de significância foram encontradas entre Cloretos x DBO (negativa) e Cloretos x Eficiência em Remoção de DBO (positiva). Primeiro, deve-se observar que a DBO e a Eficiência em Remoção de DBO devem ser negativamente correlacionadas (quanto menor a DBO residual do efluente tratado, maior a eficiência). Logo, o teor de cloretos na água de reuso se relaciona com ambos da mesma forma, apesar da “inversão de sinal”, validando a relevância estatística da correlação. A boa eficiência na ETE associada à elevação do teor de Cloretos na Água de Reuso pode ser explicada pela capacidade de adaptação do meio biológico.

Conforme Von Sperling (2007), as bactérias da etapa biológica de efluente se aclimatam conforme as condições do efluente. E, conforme Jemli *et al.* (2015) e Mannina *et al.* (2016), evidenciamos que existem bactérias em sistemas biológicos de tratamento secundário adaptadas à elevados teores de cloretos e outros tipos de sais. Logo, pode-se levantar a hipótese que o meio biológico está melhor adaptado ao elevado teor de cloretos na corrente de efluentes, condicionando seu desempenho na remoção de carga poluidora a este fator.

Isso indica que a contribuição de cloretos na água de reuso pode ser reduzida por meio de ações na fonte, ou seja, investigando e atuando nas atividades que contribuem com cloretos nas correntes de alimentação da ETE. Porém, isso também indica que qualquer redução na concentração de cloretos pode ter efeito negativo sobre a etapa biológica de tratamento.

À luz deste fato, propõe-se que ações para adequação dos valores de cloretos na geração de efluentes, devem estar acompanhadas de ações de monitoramento e mitigação dos impactos na etapa biológica de tratamento de efluentes. Outra alternativa é o emprego da já mencionada tecnologia MBR, posterior à etapa biológica de tratamento.

Considerações finais

Em face a necessidade de uma gestão mais racional dos recursos hídricos, é papel de cada consumidor buscar o que pode ser feito para evitar perdas e promover seu reuso. Atividades que necessitam de grandes volumes e elevada qualidade, como o caso das indústrias farmacêuticas, não são exceção. Esta gestão mais racional precisa fazer sentido no contexto em que será promovida. Portanto, se faz necessário ter clareza e objetividade quanto ao uso pretendido da água, além de domínio sobre seus processos, fluxos e sistemas de tratamento e promoção de reuso. Foi neste sentido que o presente estudo atuou e, além de atingir seus objetivos, obteve as seguintes conclusões:

- A empresa possui um tratamento de efluentes eficiente e adequado à produção de água de reuso para as aplicações atuais.
- A água de reuso é de qualidade adequada ao uso pretendido, porém, necessita de melhorias em seu processo de desinfecção, caso deseje-se ampliar o seu uso para fins mais nobres, ou que possam ter contato humano direto. A princípio, não recomenda-se a aplicação de uma

nova técnica, uma vez que não existe um procedimento e prática estabelecidas para controle da concentração de cloro livre residual na água de reuso. O que se sugere é a aderência ao plano de monitoramento conforme preconizado na Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01/2017 e Resolução Municipal nº 09/2014 - Campinas/SP, prevendo, ao mínimo, análises diárias de teor de cloro livre, para um estudo mais aprofundado das necessidades de melhoria.

- Com investimento em tecnologia de reatores MBR, em nível secundário, ou ultrafiltração e osmose reversa, em nível terciário, a água de reuso atingiria padrões comparáveis aos de potabilidade, viabilizando seu uso na produção de vapor em caldeiras, gerando uma economia potencial da ordem de R\$ 300,000/ano.

Agradecimentos

Os autores agradecem à PUC-Campinas pela bolsa protocolo conferida ao primeiro autor desse artigo.

Referências bibliográficas

- Andrade, B.A.S., Lacerda, P.S.B., Oliveira, J.L.M. (2017) Technical feasibility of reuse of effluent generated from reverse osmosis system in a pharmaceutical plant, *Ambi & Água*, **12**(5), 694-707. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1980>
- Andrade, L.H., Mendes, F.D.S., Espindola, J.C., Amaral, M.C.S. (2015) Reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor and nanofiltration: technical and economic feasibility, *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, **32**(3), 735-747. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20150323s00003133>
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. NBR 13969/1997.
- Brega, F.D., Hespagnol, I. (2003) Conceito de reuso da água. In Mancuso, P.C.S., Santos, H.F. (Eds.), *Reúso de água*. Manole, São Paulo, SP, 21-36.
- Cardozo, R., Demanboro, A.C. (2011) Gestão Ambiental e Sustentabilidade na Bacia do Rio Piracicaba - Sustentabilidade Hídrica Através de Dispositivos Poupadores de Água, *VIII Congresso Nacional de Meio Ambiente de Poços de Caldas*, Poços de Caldas, Brasil.
- CNI, Confederação Nacional da Indústria (2017) *O uso racional da água no setor industrial*. CNI, Brasília.
- Colla, V., Branca, T. A., Rosito, F. Lucca, C., Vivas, B.P., Delmiro, V.M. (2016) Sustainable Reverse Osmosis application for wastewater treatment in the steel industry, *Journal of Cleaner Production*. **130**, 103-115. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.025>
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução nº 357*. Diário Oficial da União, 18 de março de 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf
- Cristovão, R.O., Botelho, C.M., Martins, E.J.E., Loureiro, J.M., Boaventura, R.A.R. (2015) Fish canning industry wastewater treatment for water reuse - a case study, *Journal of Cleaner Production*. **87**, 603-612. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.076>
- Faustini, V.C., Gabriela, C., Ribeiro, F., Reis, V., Lozer, J.G., Gorza, N.L., Brito, P.B. (2018) Estudo de caso sobre a implantação de sistema de reuso urbano não potável em estações de tratamento de esgoto, *29º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente*. Vitória, Brasil.

- George, J.S., Ramos, A., Shipley, H.J. (2015) Tanning facility wastewater treatment: Analysis of physical–chemical and reverse osmosis methods, *Journal of Environmental Chemical Engineering*. **3**(2), 969-976. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.03.011>
- Ghaneian, M., Ehrampoush, M., Ehsanzadeh, E., Nikoonahad, A., Miri, M. (2017) Upgrading secondary wastewater plant effluent by modified coagulation and flocculation, for water reuse in irrigation, *Journal of Water Reuse and Desalination*, **3**(7), 298–306. <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.049>
- Governo do Estado de São Paulo (1976) *Decreto n.º 8.468*. Publicado na Casa Civil, 6 de setembro de 1976. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1976/decreto-8468-08.09.1976.html>
- Governo do Estado de São Paulo (1978) *Decreto n.º 12.486*. Publicado na Secretaria do Governo, 20 de outubro de 1978. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1978/decreto-12486-20.10.1978.html>
- Governo do Estado de São Paulo (2017) *Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01*. Diário Oficial do Estado de São Paulo, 29 de junho de 2017. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2017/06/resolucao-conjunta-ses-sma-ssrh-01-2017-agua-de-reuso.pdf>
- Jamshidi, S., Niksokhan, M. (2017) Upgrading Wastewater Treatment Plants Based on Reuse Demand, Technical and Environmental Policies (A Case Study), *Environmental Energy and Economic Research*, **2**(1), 219-230. <https://doi.org/10.22097/eeer.2017.47248>
- Jemli, M., Karray, F., Feki, F., Loukil, S., Mhiri, N., Aloui, F., Sayadi, S. (2015) Biological treatment of fish processing wastewater: A case study from Sfax City (Southeastern Tunisia), *Journal of Environmental Sciences*. **30**, 102-112. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.002>
- Mannina, G., Cosenza, A., Trapani, D., Capodici, M. Viviani, G. (2016) Membrane bioreactors for treatment of saline wastewater contaminated by hydrocarbons (diesel fuel): An experimental pilot plant case study. *Chemical Engineering Journal*, **291**, 269-278. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.01.107>
- Milanesi, M., Runfolab, A., Guercinia, S. (2020) Pharmaceutical industry riding the wave of sustainability: Review and opportunities for future research, *Journal of Cleaner Production*, **261**, 121204. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121204>
- Ministério da Saúde do Brasil (2017) *Portaria de Consolidação n.º 5, Anexo XX.*, Diário Oficial da União, 29 de setembro de 2017. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida---o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>
- Ministério do Meio Ambiente do Brasil (2005) *Resolução n.º 54*, Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf>
- ONU, Organização das Nações Unidas (2020) *Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2020: Água e mudança climática*, ONU. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372882_por?fbclid=IwAR0yBI24uVUHZp5Gm4pLws8vYjRmdq4AX282A-aUfcpyXtYjC8olwrON4JA
- Prefeitura Municipal de Campinas (2014) *Resolução Conjunta SVDS/SMS n.º 09/2014*.
- Roshan, A.; Kumar, M. (2020) Water end-use estimation can support the urban water crisis management: A critical review. *Journal of Environmental Management*, **268**, 110663. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110663>
- Sumisha, A., Arthanareeswaran, G., Thuyavan, Y. L., Ismail, A. F., Chakraborty, S. (2015) Treatment of laundry wastewater using polyethersulfone/polyvinylpyrrolidone ultrafiltration membranes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **121**, 174-179. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.004>
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency (1992) *Guidelines for water reuse*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.
- USEPA, U.S. Environmental Protection Agency (2012) *Guidelines for water reuse*. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.
- Von Sperling, M. (2007) *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. IWA Publishing, Londres.
- Xu, H., Koning, J., Geng, Y. (2019) Reliability and efficiency of an advanced tertiary treatment process for wastewater reclamation, *Journal of Water Reuse and Desalination*, **4**(9), 385–395. <https://doi.org/10.2166/wrd.2019.007>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

BASIC SANITATION IN THE MUNICIPALITY OF CACOAL (RO) MULTI-ANNUAL PLAN, AN EVALUATION USING CLUSTER ANALYSIS

Giovanna Maria Cavalcante Martins ¹
* João Gilberto de Souza Ribeiro ¹
Andressa Vaz Oliveira ¹
Nara Luisa Reis de Andrade ¹

Recibido el 13 de agosto de 2020. Aceptado el 9 de abril de 2021

Abstract

Due to the important role civil society plays in public management, the Multi-Annual Plan (MAP) is a management tool, indicated in the Federal Constitution, to plan and structure public actions. Considering that, this study aimed to identify the greatest demands of the 2018-2021 Multi-Annual Plan in the municipality of Cacoal, state of Rondônia, Brazil so that it could distinguish the regional similarities among the demands. The information was taken from the city hall website and tabulated in the Microsoft Excel program. To identify the similarity between the regions analyzed, data were organized according to the hierarchical clustering method using Statistica software. Initially, the elements were distributed according to their own pattern and, gradually, all the groupings created were intertwined in a single group, containing all the data. The results show that the major demands of the municipality are, in priority order, 1 – infrastructure improvements, 2 – creation of spaces for education, 3 – expansion of basic sanitation.

Keywords: urban planning, similarity-based hierarchical clustering analysis, water resource management.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Brasil.

* *Corresponding author:* Universidade Federal de Rondônia, campus Ji-Paraná R. Rio Amazonas, 351 - Jardim dos Migrantes, Ji-Paraná - RO, 76900-726, Brasil. Email: joao.gilberto@unir.br

Introduction

The human right to water supply warrants everyone to sufficient, affordable and safe access to water. Regarding the human right to sanitary sewage, it entitles affordable services made possible in a dignified, safe, hygienic and culturally accepted manner, (Albuquerque 2014). In Brazil, the economic planning denotes an important tool of public policy to the development of health, education, basic sanitation and social well-being.

Aiming to implement its constitutional obligations, the planning must follow the current legislation and engage the population in the decision-making process. The normative instruments of management are initiated by articles 182 and 183 of the Federal Constitution (FC) of 1988, whose main goal is to ordain the full development of the social functions of the city and ensure the well-being of its inhabitants (Brasil, 1988).

The City Statute, created in 2001 by the Federal Law No. 10,257 that regulates Articles 182 and 183 of the Federal Constitution, establishes important guidelines on urban policy that are still disregarded 19 years after its creation (Brasil, 2001).

In addition to the City Statute, the Law of Public Consortia and Joint Management, Law 11,107 of 2005 (Brasil, 2005), and Decree 6,017 of 2007 (Brasil, 2007) that regulates it, the Law of National Directives for Basic Sanitation, Law 11,445 of 2007) (Brasil, 2007a), and the National Policy on Solid Waste, PNRS – Law 12,305 of 2010 are tools that aim to change the current basic sanitation framework (Brasil, 2010).

Despite the expansion of investments, small municipalities and the North region still have a difficult access to resources (Borja, 2014). Thus, due to the important role civil society plays in public management, the 2018-2021 MAP, proposed by the municipality of Cacoal (RO), sought social engagement not only as a directive for the implementation of public policies, but also for its elaboration and planning. The participation of population and regional entities was achieved by public hearings and online voting, with proposals for the 2018-2021 MAP formulation. The MAP collective creative process, conceived by organized debate, qualifies and strengthens the planning (Ribeiro, 2013).

This study shows the priorities listed by 2018-2021 MAP, focusing mainly on the basic sanitation of the municipality of Cacoal (RO), and it discusses essential issues to regional development and how these actions reflect on collective health. The premise of basic sanitation is to improve the population's water quality and adequate hygiene conditions, in view of reducing the incidence of diseases, especially the ones disseminated by the water supply system. As an example, prior research restates the relationship between ineffective sanitation and cases of diarrhea in Brazil (Guimarães et al, 2013; Teixeira and Guilhermino, 2006; Rasella, 2013; Bellido *et al.*, 2010). In the

North, there were 358.09 cases of waterborne diseases per 100,000 inhabitants, two times higher than the national average of 175.55 (Paiva and Souza, 2018)

The proposal presented contributes to the discussion of civil society participation in the construction and operation of actions regarding regional planning and development. Most importantly, it may allow a clear vision on how, in the municipality studied, the population participating in this important arena of debate considers the actions of basic sanitation to the detriment of other themes.

Methods

Study Area

The area chosen for the study is the municipality of Cacoal, located in the southern part of the state of Rondônia, about 480 km distant from the capital, Porto Velho. To the south, Cacoal borders the municipalities of Rolim de Moura and Pimenta Bueno; to the east, Espigão D'Oeste; to the north, the state of Mato Grosso and, to the west, Ministro Andreazza, Presidente Médici and Castanheiras (IBGE, 2018).

The municipality of Cacoal has a land area of 3,792,948 km² and a population of 78,574 people, according to the last IBGE census (2010) (IBGE, 2010). Its population density is 20.72 people/km². The municipality urban area corresponded to 16.7 km².

For the 2018-2021 MAP formulation, the neighborhoods in the municipality were clustered within nineteen regionals, according to Cacoal City Hall criterion. Each regional represented a specific set of neighborhoods, so that the demands of the population could be computed faster and more efficiently.

Data Collection

Demand data were obtained by Cacoal City Hall website in request of 2018-2021 Cacoal MPA, in which public hearings and online voting were held to gather the most relevant interests of each regional. However, for this study, only public hearing data were used, as not every regional participated in the website online voting and it could interfere in the analysis results.

Then demand information was tabulated in the 2010 Microsoft Excel, following the priority order of the three most relevant priorities per region. To standardize the variables of similarity, the demands were listed from 1 to 3 and then divided by 19, number of regionals in the municipality. Thus, 0.0526 was obtained for priority three (or third-level priority action between the three listed), 0.107 for priority two (or second-level priority action between the three listed) and 0.157 for priority one (or first-level priority action between the three listed). These values were

converted into graphics with small, medium and large bar, to show the three priority categories in each regional within the urban areas 1 to 15 in Figure 1. In rural areas, 16 to 19, the information was given in Chart 1, as it was not possible to work with a scale that comprehended all the regionals in Figure 1 (shown in the Results section).

Data were organized according to the hierarchical clustering method, in which the elements are initially distributed according to their own pattern and, gradually, all the groupings created were intertwined in a single group that contained all the data.

In the beginning, groupings are small and have a high degree of similarity. Nonetheless, by the end of the process, few groupings are obtained, each of which may contain many elements and little similarity among them. To use the method, a similarity matrix is created by measuring the distance between the groupings, and the lowest value must be found, showing the most similar values (Vale, 2006). Given this context, dendograms appear as graphical representations in the shape of a “tree,” illustrating the order in which the data were clustered.

The method of simple connection, in which the distance between two groupings is calculated though the distance among their most similar patterns, was chosen to calculate the distance between the demands of the population. This method shows good results for Euclidean distance, as well as for others (Viana, 2004)

Ward’s method, in which the generated partitions aim to reduce the losses produced by each grouping, was used for the similarities between the demands made by Regional. The method created by Ward in 1963 is also known as the “Minimum Variance,” in which groupings are obtained by maximizing homogeneity within-group (Mingoti, 2005). Thus, Ward’s method attempts to minimize the sum of squares within-group, considering, for its initial formation, the variables that provide the smallest sum of squared deviations (Tomaz and Matos, 2017).

Finally, analysis graphs were generated by Statistica software, version 10.

Results

Priorities listed in the Municipality of Cacoal (RO)

Figure 1 shows the twenty-six demands for the municipality of Cacoal. These priorities were listed by regionals and converted into “categories.” According to empirical findings, the most significant results among the urban area demands were: Paving, Day Care and Sewage Network, as they are the largest patterns graphically represented, often found among regionals. Nevertheless, these variables present great dissimilarity among other groupings – calculated by distance, as they comprise smaller and less similar groupings.

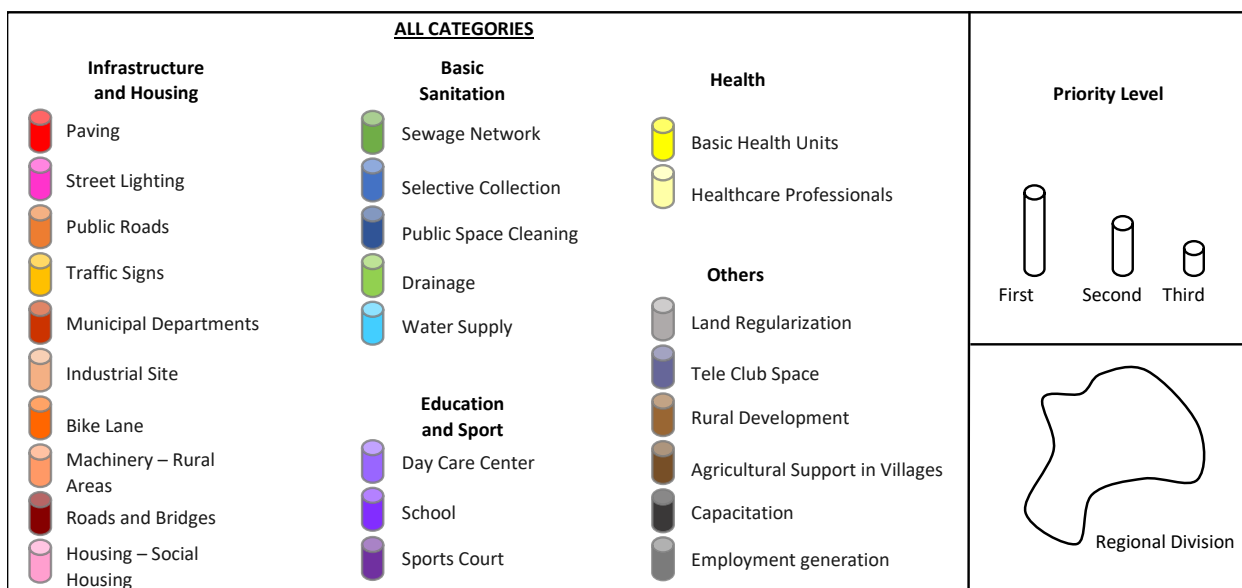
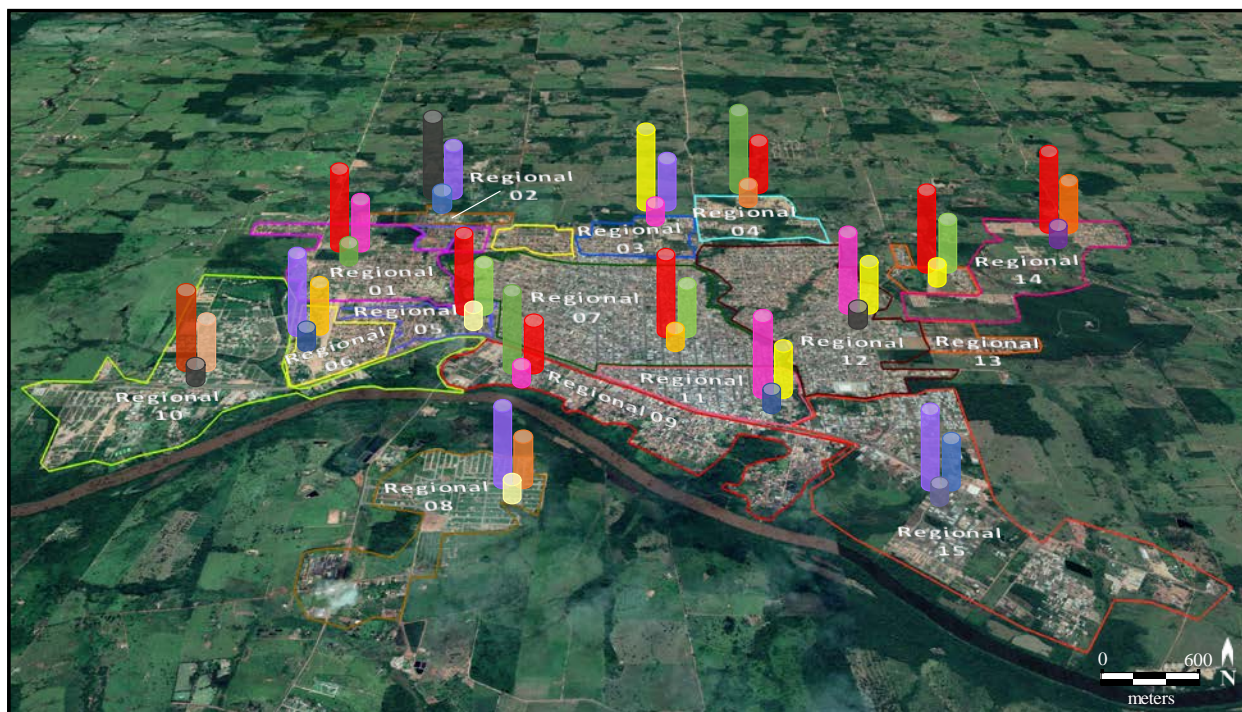


Figure 1. Priority actions listed for the urban area of the municipality of Cacoal (RO), in 2018-2021 Multi-Annual Plan.

After the three major demands for the urban area of the municipality, we observed that the capacitation and creation of Basic Health Units are prioritized, followed by the expansion of drainage systems. Other elements have great similarity among them, which suggests these variables are not priorities claimed by the population. However, they are relevant enough to be among the 26 listed categories.

Chart 1 shows the priorities listed by the population in relation to Regional 16, 17, 18 and 19. These regionals were not shown with the central urban area of the municipality, in Figure 1, due to their distant geographic position, which hampered the use of an adequate scale.

Chart 1. Priority actions listed for the rural area of the municipality of Cacoal (RO), in 2018-2021 Multi-Annual Plan

Regionals	Priority Level		
	First	Second	Third
Regional 16	Paving	School	Basic Health Units
Regional 17	Land Regularization	Water Network	Generation of employment
Regional 18	Capacitation	Machinery – Rural Areas	Rural Development
Regional 19	Roads and Bridges	Housing – Social Housing	Agricultural Support in Villages

The results are informed through the Chart: infrastructure, basic sanitation and health actions are demanded. As they are also rural regions, the demand for construction of roads and bridges (in the infrastructure area) is emphasized; furthermore, Regional 19, composed of the municipality's indigenous land, demands rural development and agricultural support.

Regional similarity and demand for public services

Figure 2 shows the similarity between the demands of each Regional.

Regarding the similarity between the nineteen regionals, two large groupings are observed where remaining hierarchies are clustered. For this, an imaginary line, 0.6 parallel to the horizontal distance, is drawn. This line intersects the lines of the largest grouping generated, which covers all the data.

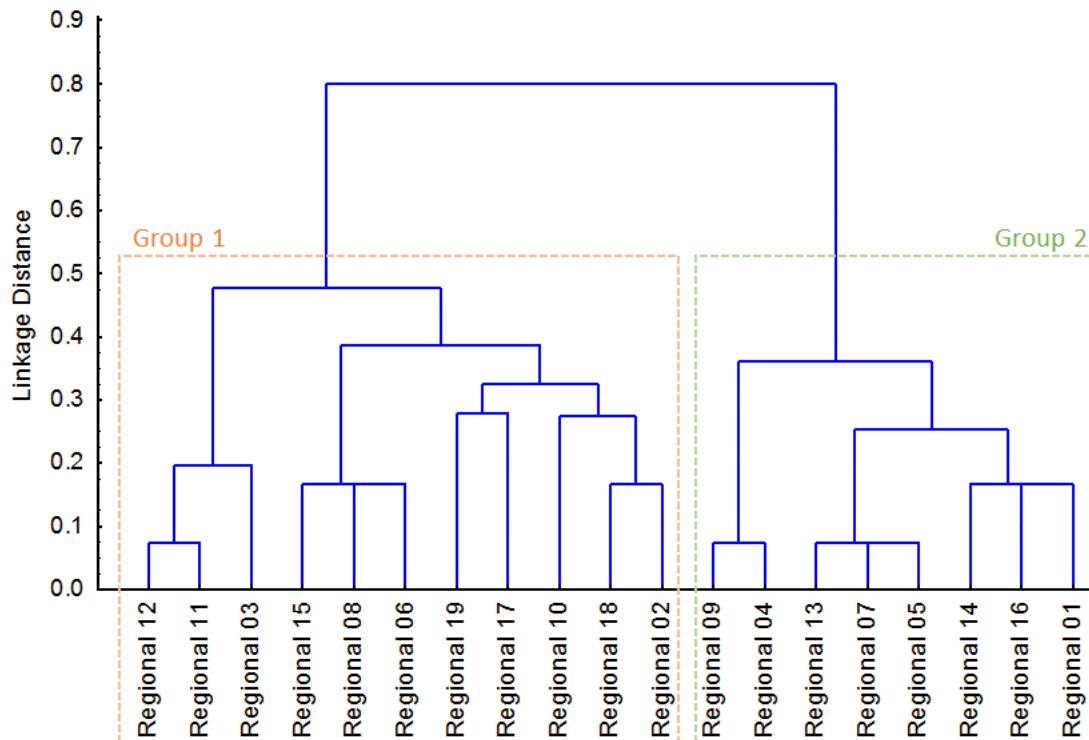


Figure 2. Cluster of the Regionals studied.

Group 1

In Group 1, the first grouping is formed primarily by Regions 12 and 11, the most similar of the cluster, with an approximate distance of 0.09. It means that both regionals listed Street Lighting and Basic Health Units as first and second-level priorities, respectively. In addition, they are neighboring regions, showing a lack of public actions for that specific area of the city. Next, there is Regional 3, whose Euclidean distance was 0.2, more similar to regionals 12 and 11. The first demand of this regional is related to the Basic Health Unit. Regionals 15, 8 and 6, in turn, showed great similarity among themselves. Their distance was 0.18, and their first demand is for day care centers.

Regionals 6 and 15 are also similar, as they both lack urban cleaning services. The distance of regionals 19 and 17 was about 0.29, followed by regionals 18 and 2, whose distance was about 0.18. Finally, Regional 10 showed about 0.29 similarity when compared to regions 18 and 2, generally related to capacitation, improvement of municipal departments, as well as actions related to rural development and supply of water, concluding the elements of the first group.

Group 2

In Group 2, the most similar Regionals were 9 and 4, and their distance was approximately 0.09. This association is related to the needs of implementation of Sanitary Sewage Networks, followed by a paving request. After the first grouping, the distance of the regionals 13, 7 and 5 was 0.09, the same as before. They prioritize the same demands: paving at first-level and Sanitary Sewage in second-level. Finally, the distance of regionals 14, 16 and 1 was approximately 0.18, establishing their similarity. Such association is presented mainly by the demand for paving.

Group 1 and Group 2: comparison

Ward's method results showed that the elements of the Group 2, formed by regionals 9, 4, 13, 7, 5, 14, 16 and 1, are more similar among themselves when compared to the elements of the Group 1, in which the greater similarity was presented by the grouping of regionals 12 and 11. Therefore, regionals of the second cluster have similar, if not the same, demands for the municipality, thus showing that these areas, although geographically distant from each other, share the same problems in infrastructure, health, sanitation and alike.

This analysis is also valid for regionals of Group 1. However, the similarity between them is smaller when compared to regionals of Group 2, – except the regionals 12 and 11 – suggesting they have similar demands, and perhaps the same problems aforementioned. Empirical findings indicate these regionals are not in such a vulnerable situation as regionals present in Group 2.

The Basic Sanitation strand among social demands

Regarding categories framed in Basic Sanitation – water network, drainage, public space cleaning, selective collection and sewage network – a histogram of multiple variables was generated, as shown in Figure 3.

The higher levels illustrated are inversely proportional to the demand for sanitation, since their class values vary from -0.02 to 0.00. This level suggests that most of the analyzed variables are not priorities of the regionals, fact discussed in Figure 1, which shows that Paving, Day Care and Sewage Network are the most demanded measures by the population. However, classes between 0.04 and 0.06 demand for Sewage Network and selective collection actions, in which the occurrence frequency was approximately 1.

Within the same class, the demand for Public Space Cleaning frequency was 2. Between classes 0.10 to 0.12 the demand for Selective Collection and Water Network frequency was 1, followed by 2.5 for Drainage. Finally, in class 0.14 there is only demand for Sewage Network, whose frequency was 2.

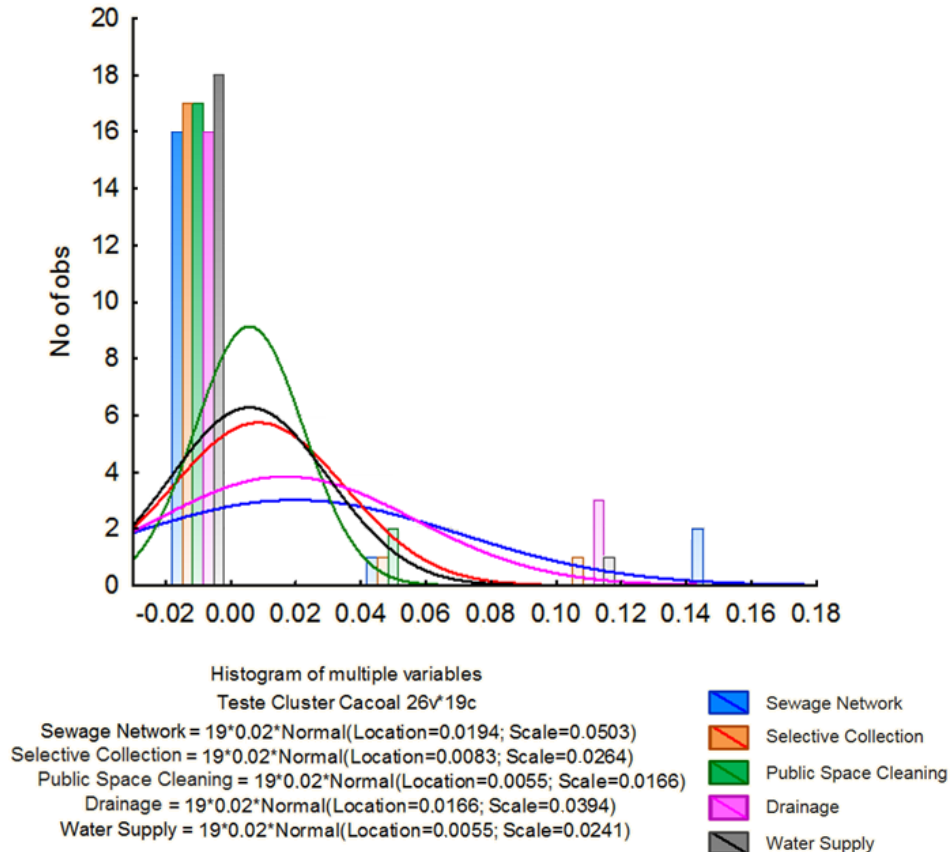


Figure 3. Histogram of Basic Sanitation variables listed in the demands of the 2018-2021 MPA of the municipality of Cacaoal (RO).

Consequently, the most demanded sanitation actions are those regarding Sewage and Drainage Network; sewage because it appears in two distinct classes, although on different frequencies – defining which region prioritizes the action the most – and drainage network because it is the highest positive frequency of the analysis, even though present in a single class. This fact is emphasized by the trend lines representing the behavior of the set variables whenever different from one another – which suddenly decrease from the highest negative value to the lowest positive. Trend lines for Sewage Network and Drainage are more uniform, extending cohesively until suppressed by the class axis.

Figure 4 shows the similarity among regionals whose demands are Basic Sanitation practices.

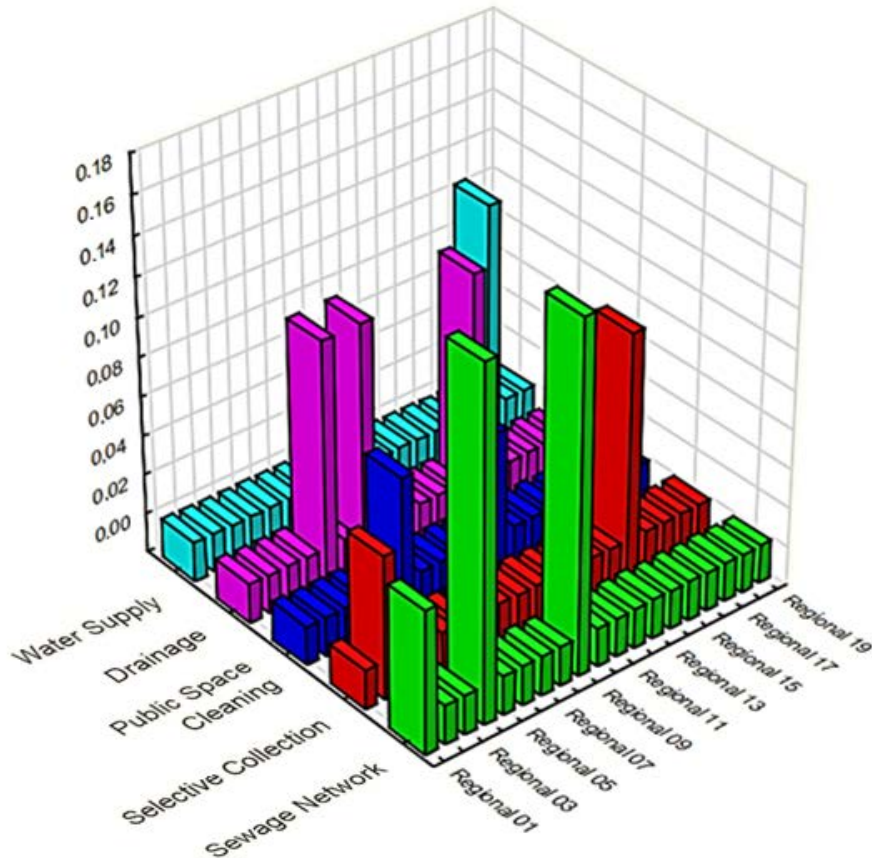


Figure 4. Relationship between the demand for Basic Sanitation practices, by Regional.

Assuming the distances presented on the y axis as the parameter, 0.00 is the minimum demand value and 0.18 the maximum. Therefore, it is evident the higher patterns represent the level of interest in a given sanitation action per analyzed area, justifying the similarity between the regionals.

Regionals 3 and 9 showed 0.12 similarity in the demand of Sewage Network, followed by regional 1, with 0.04 similarity. Regarding the claim for Selective Collection in the municipality, regional 3 presented a similarity of 0.04 when compared to regional 15, in which the demand value was 0.10. In the regionals 5 and 11, in turn, the similarity level was 0.06 regarding the claim for cleaning public space. Regionals 5, 7 and 13 presented the same level of similarity regarding expansion of drainage systems, and the euclidean distance was 0.08. Finally, only regional 17 showed a significant value of 0.12 regarding the demand for Water Network.

Results illustrated in Figure 4 show that the demand for Basic Sanitation, per regional, reinforces what had been previously discussed in Figure 3: that the major demands for sanitation in the municipality are the Sewage and Drainage Systems, followed by Waste Collection, Urban Cleaning Services and, finally, Water Network. However, the graph specifically detects which regions resemble by reporting major sanitation problems, and concisely demonstrates the similarity among them.

Therefore, the results show that the population of the municipality studied needs, in priority order of demand: 1 – infrastructure improvements, 2 – creation of spaces for education, 3 – expansion of basic sanitation. It also indicates what are the major problems shared among study areas, as demands depend on the lack of listed services.

Discussion

The Multi-Annual Plan should establish the intersection among objectives of the State, forming a long-term planning, medium-term government policies and performing the expenditures foreseen by the budget (Paulo, 2010). Considering that, an MPA is elaborated in two stages: 1 – identification of demands, problems and potentialities; 2 – identification of the root causes of problems (Pinheiro, 2012). The relationship between urban development and the public power is meaningful, and their thematic coexistence is different or redundant within the same spaces

In the urban area of the municipality of Cacoal (RO), demands were observed in different sectors, especially Infrastructure and Housing, Health, Basic Sanitation and Education and Sports, open to community participation. In a similar study, founds that for Curitiba (PR) 2018-2021 MPA public hearing “meeting,” the resulting priorities were: “Safety,” “Health,” “Education” and “Sports and Leisure.”

In another work, was made a document analysis on the Multi-Annual Plan demands, the Budget Directives, and the Santana do Livramento (RS) Annual Budget Law (Ferreira, 2010). The study found that such demands are not being met, which causes part of the population to distrust and doubt the effectiveness of the project, given the low investment of the municipality. Thus, in order to have a participatory democracy, there must be a wider societal participation on deciding the distribution of budgetary resources, an improved access to public resources, and an increasing Participatory Budgeting capacity to decide and establish rules.

Although environmental sanitation conditions have improved over the years, in Brazil they are still insufficient. In the Northern region, just over half of the population (57.1%) is covered by the service, below the reality of other regions. Although North is located between two large hydrographic basins,

the population has little access to drinking water, reality experienced in several Amazonian states: Amazonas, Acre, Amapá, Pará, Roraima, Rondônia and Tocantins (Bordalo, 2017).

In Amapá, whose capital is Macapá, has one of the lowest basic sanitation rates in Brazil, with 36.92% water treatment facilities, significantly lower than the national average. The lack of sanitation in Macapá causes serious problems to its population and their rights, especially to the most vulnerable classes.

Sanitation investments and Health Conditions improvements, reduce social inequalities within most fragile communities (Moura *et al.*, 2010). The synthesis of the results from other studies is described in Chart 2.

Therefore, ensuring public health stimulates the creation of policies that embrace and solve environmental, economic and social issues. Thus, understanding the characteristics of municipalities and regions is important for planning and decision making.

Chart 2. Comparison between results of studies in the literature.

Author/Year	Summary of Results
Paulo (2010)	The MPA was created to be a strategic planning and management tool, however the structure and methodologies adopted over the years have kept it away from this purpose.
Moura <i>et al.</i> (2010)	In recent years, hospitalization for gastroenteritis is more evident in regions with precarious socioeconomic conditions, especially regions where sanitation services are ineffective.
Ferreira (2010)	Potential for urban development, as well as creating more democratic planning. In contrast, there is the conflict between public authorities and the scarcity of agreements or consortia, and budgetary resources.
Rosa <i>et al.</i> (2017)	With the lack of fulfillment of demands, it was found that for there to be participatory democracy, in addition to increasing popular participation in decision-making, there must be an increase in access to public resources of the Participatory Budget.
Oliveira e Moraes (2017)	In terms of management, planning, development, critical analysis and control, they happened in an insufficient way, causing the lack of water supply in the city of Macapá, northern region of Brazil. Thus, there must be planning with a focus on sustainable water management, so that sanitation services reach the sustainability goals established.
Bordalo (2017)	The water crisis in the Brazilian Amazon is not related to low water availability, but is the result of poor management of water resources available in the region, as well as low technological and financial investment, both public and private.
Pinheiro (2018)	Although there are strategies for the development of the state based on theories, it is noted that most of them are planned without a thorough study of the real demands of the population, implying that the economic programming and the allocation of budgetary resources are built according to the wishes of the rulers.
Oliveira <i>et al.</i> (2018)	The documentary study showed that the 2006-2009 MPAs had little interaction with citizens, as well as the years 2010-2013. The survey found that over the years, the 2014-2017 and 2018-29021 MPAs have been more socially closer to the management system, although the number of participations has decreased.

Source: The authors

Conclusion

The cluster analysis enabled the consistent presentation of the major demands resulting from the 2018-2021 MPA, in the municipality of Cacoal. It sought to emphasize the import role civil society plays in public management decisions, in which social engagement not only acted as a directive for the implementation of public policies, but also for its elaboration and planning.

The data show that the major demands of the municipality are, in priority order: 1 – infrastructure improvements, this means that the population of the municipality wants infrastructure improvements in most of the regions, mainly in relation to Paving and Street Lighting; 2 – creation of spaces for education, the data also show a recurring desire of the population of Cacoal (RO) to expand spaces for basic education with Day Care Center; 3 – expansion of basic sanitation, it is possible to highlight that Sewage Network or Drainage are also requested by the population, according to a survey carried out in this study.

Still in relation to basic sanitation, Sewage Network was considered at first-level priority in regionals 4 and 9. In turn, Drainage was considered at second-level priority in regionals 5, 7 and 13. Selective Collection and Public Space Cleaning they were also listed as second-level priority or third-level priority in regionals 2, 6, 11 and 15. Finally, a Water Wupply was placed as a second-level priority in regional 17, which is located in the rural area. This shows that more than half of the Cacoal's regions consider it necessary to increase financial resources in basic sanitation.

Furthermore, this study can serve as a basis for further studies, which it might show whether the demands were met, and whether the civilians are in better conditions regarding the services offered by the public authorities.

Acknowledgments

The authors would like to thank the Municipality of Cacoal (RO), Fundação Rondônia de Amparo ao Desenvolvimento das Ações Científicas e Tecnológicas e à Pesquisa do Estado de Rondônia (FAPERON), PIBIC/CNPq - UNIR.

References

- Albuquerque, C. de (2014) *Realização dos Direitos Humanos à Água e Saneamento*. Um manual da relatora especial da ONU, Catarina de Albuquerque, Volumes 1–9: Introdução, Enquadramentos, Financiamento, Serviços, Monitorização, Justiça, Princípios, Listas de verificação e Fontes. Acesso em: 20 de fev. 2019. Disponível em: <http://www.ohchr.org/EN/issues/waterandsanitation/SRWWater/pages/handbook.aspx>
- Bellido J.G., Barcellos C, Barbosa F.S., Bastos F.I. (2010) Saneamiento ambiental y mortalidad en niños menores de 5 años por enfermedades de transmisión hídrica en Brasil. *Rev Panam Salud Pública*, **28**, 114-20. Acesso em: 20 fev. 2019. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/handle/icict/1965>

- Borja, P. C. (2014) Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. *Revista Saúde e Sociedade*, **23**, 432-447. Acesso em: 13 de fev 2019. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-12902014000200432
- Bordalo, C. A. (2017) O paradoxo da água na região das águas: o caso da Amazônia brasileira. *Geosp – Espaço e Tempo*, **21**(1), 120-137. <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2017.107531>
- Brasil (1988) *Constituição da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. Acesso em: 19 de fev 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm
- Brasil (2001) *Lei Federal n.º 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências*. Acesso em: 20 de fev. 2019. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/ Ato2004-2006/2005/Lei/L11107.htm>
- Brasil (2005) *Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências*. Acesso em: 20 de fev. 2019. Acesso em 05 de jun. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ ato2004-2006/2005/lei/l11107.htm
- Brasil (2007) *Decreto Nº 6.017, de 17 de janeiro de 2007 Regulamenta a Lei no 11.107, de 6 de abril de 2005, que dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos*. Acesso em 05 de jun. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ ato2007-2010/2007/decreto/d6017.htm
- Brasil (2007) *Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*. Publicada no Diário Oficial da União de 08 de janeiro de 2007 e retificada em 11 de janeiro de 2007. Acesso em 05 de jan. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Acesso em 05 de jan. 2019. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Ferreira, A. S. (2010) Instituições políticas locais versus instrumentos de planejamento e gestão urbana no município de Itaituba-PA. *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, G&DR*, **6**(3), 22-49, setembro/2010, Taubaté, SP, Brasil. Acesso em: 22 de fev. 2019. Disponível em: <https://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/292>
- Guimarães, R.M., Asmus C.I.R.F., Oliveira S.A., Mazoto M.L. (2013) Acesso ao saneamento básico e a internação por doença diarreica aguda: Um estudo da vulnerabilidade infantil. *Revista de Salud Ambiental*, 2013; **13**(1), 22-29. Acesso em 20 de fev. 2019 disponível em: <http://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/494/412>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) *Perfil dos municípios brasileiros: Saneamento básico, Aspectos gerais da gestão da política de saneamento básico*. 2017 / IBGE, Coordenação de População e Indicadores Sociais. - Rio de Janeiro. 39 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Censo 2010*. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010. Acesso em 15 de fev. 2019. Disponível em: <http://ibge.gov.br/cidades>
- Mingoti, S. A. (2005) *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte: Editora UFMG. 297 pp.
- Moura B. L. A., Cunha R. C., Aquino R, Medina M.G., Mota E. L. A., Macinko J., Dourado, I. (2010) Principais causas de internação por condições sensíveis à atenção primária no Brasil: uma análise por faixa etária e região. *Rev Bras Saúde Matern Infant.*; **10**, 583-91.
- Oliveira, O. C., Moraes, S. C. (2017) Desafios para a sustentabilidade na gestão dos serviços de abastecimento de água na Amazônia: aspectos socioambientais e econômicos do sistema de abastecimento de água na cidade de Macapá-AP. *Espacios*, **38**(22), 27.
- Oliveira, D. T. de, Oliveira, Antonio G. de, Vicentin, Ivan C. (2018) Participação social no planejamento governamental municipal: um estudo em planos plurianuais de uma capital brasileira, *Revista Contribuciones a las Ciencias Sociales*. Acesso em 26 de fev. 2019. Disponível: <https://www.eumed.net/rev/cccs/2018/09/planejamento-governamental.html/hdl.handle.net/20.500.11763/cccs1809planejamento-governamental>

- Paiva, Souza de. F.R., Souza, Paz de, F. M. (2018) Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil - *Cadernos de Saúde Pública* vol **34**, n 1. ISSN 1678-4464 34, Rio de Janeiro. <https://doi.org/10.1590/0102-311x00017316>
- Paulo, L. F. A. (2010) O PPA como instrumento de planejamento e gestão estratégica. *Revista do Serviço Público*, Brasília, **61**(02), abr/jun. <https://doi.org/10.21874/rsp.v61i2.44>
- Pinheiro, D. H. M. (2018) *Estratégias de desenvolvimento no Maranhão: o Plano Plurianual (PPA) 2012-2015*, 121 pp. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico/CCSO) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís. Acesso em 21 de fev. 2019. Disponível em: <https://tede2.ufma.br/jspui/bitstream/tede/2179/2/Di%C3%A0goPinheiro.pdf>
- Rasella D. Impacto do Programa Água para Todos (PAT) (2013) Sobre a morbi-mortalidade por diarreia em crianças do Estado da Bahia, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, **29**(1), 40-50. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2013000100006>
- Ribeiro, J. G. de Souza (2013) *A Regulamentação dos Serviços de Saneamento em casos Latinoamericanos* [manuscrito] Tese de Doutorado – Universidade Federal de Minas Gerais. 241 pp. Acesso em: 13 de jan 2019. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUBD-A3QE6N/1/jo_o_gilberto_cd_smarh_vers_o_final.pdf
- Rosa, Q. H. N., Goulart, L. L. J., Troian, A. (2018) Percepção dos Participantes do orçamento participativo em relação à implementação das demandas da População: Estudo de caso no município de Santana do Livramento/RS, *Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional*, **14**(1). Acesso em 10 de out. 2019. Disponível em: <https://rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/3498/655>
- Teixeira J.C., Guilhermino R.L. (2006) Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados Indicadores e Dados Básicos para a Saúde - IDB 2003. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **11**(3), 277-82. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000300011>
- Tomaz, F. S. C., Matos, K. F. da S., Souza, E. (2017) Perfil dos clientes de uma empresa prestadora de serviços de telefonia celular : aplicação do método de agrupamento de Ward. *Multi-Science Journal*, **1**, 92-95. Acesso em: 13 de fev. 2019. Disponível em: <https://www.ifgoiano.edu.br/periodicos/index.php/multiscience/article/view/183>
- Vale do, Neves Marcos (2006) *Agrupamento de Dados: Avaliação de Métodos e Desenvolvimento de Aplicativo para Análise de Grupos, capítulo 3 MÉTODOS DE AGRUPAMENTOS DE DADOS*, Tese Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro - PUC-RIO, 2006. Acesso em 11 de fev. 2019. Disponível em: < https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/7975/7975_4.PDF
- Viana, Marcelo (2004) *Análise de Cluster: Métodos Hierárquicos e de Particionamento*, Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2004. Acesso em: 13 de fev. 2019. Disponível em <http://meusite.mackenzie.com.br/rogerio/tgi/2004Cluster.PDF>



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

VISÃO GERAL SOBRE AS TECNOLOGIAS SUSTENTÁVEIS DO SANEAMENTO RURAL NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS NO BRASIL ENTRE 2008 E 2018

* Luana Celeste Silva¹
Aurélio Pessoa Picanço²

OVERVIEW ON SUSTAINABLE RURAL SANITATION TECHNOLOGIES IN THE TREATMENT OF SANITARY WASTE IN BRAZIL BETWEEN 2008 AND 2018

Recibido el 21 de noviembre de 2020. Aceptado el 7 de mayo de 2021

Abstract

The sustainable technologies for the proper treatment of domestic sewer can be used as alternative ways for rural populations or sporadic communities where there is no community sewage system, but the use of individual sanitation solutions is possible. The methodology used was exploratory and documentary seeking information on the subject in databases of periodic, thesis bank and dissertations. The purpose of this is to show some sustainable alternatives to avoid the gross sewer from being released directly into the receiving water body. As a result, 52 studies were found, in all, the alternatives meet what is proposed, and may highlight the wetlands method, which besides being the most studied technology, and 32.69% of the works were about this technology, it is economically more viable and implantation can add value to property and services.

Keywords: *biodigester sump, dry toilet, green sump, surface runoff, wetland.*

¹ Programa de Pós-Graduação em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Tocantins (UFT).

² Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins (UFT).

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, 103 Sul Rua SO 9 Lote 9. Palmas-TO, Brasil. Email: luanacelestesilva@gmail.com

Resumo

As tecnologias sustentáveis para o tratamento adequado do esgoto doméstico podem ser utilizadas como formas alternativas para que as populações rurais ou em comunidades esporádicas onde não há um sistema comunitário de esgotamento sanitário, mas que a utilização de soluções sanitárias individuais seja possível. A metodologia utilizada foi de caráter exploratória e documental buscando informações referentes ao tema em base de dados de periódicos, banco de teses e dissertações. O objetivo do trabalho visa apresentar algumas alternativas sustentáveis para evitar que o esgoto bruto seja lançado diretamente no corpo hídrico receptor. Como resultado, foram encontrados 52 trabalhos, em todos, as alternativas atendem no que se propõe, podendo destacar o método zona de raízes, que além de ser a tecnologia mais estudada, uma vez que 32,69% dos trabalhos foram sobre esta tecnologia, é economicamente mais viável e a implantação pode agregar valor aos bens e serviços.

Palavras chave: fossa biodigestora, banheiro seco, fossa verde, escoamento superficial, zona de raízes.

Introdução

O esgotamento sanitário, apesar de ser um serviço de saneamento básico essencial para a promoção da saúde da população e para a proteção do meio ambiente, no Brasil não está acessível para todos os cidadãos e isso está se tornando um dos maiores problemas ambientais da população brasileira, sendo as regiões mais afetadas e, conseqüentemente, que estão mais vulneráveis a doenças causadas por contaminações advindas de falta de saneamento é a região rural do Brasil (Funasa, 2011).

Conforme Rezende, Sales e Porto (2019) áreas rurais e periferias de centros urbanos são os locais mais afetados com a falta dos serviços de saneamento e ainda afirmam que esse padrão histórico se deve à supremacia da política pública voltada apenas para o desenvolvimento nas áreas urbanas que começou na década de 1970.

É considerado uma comunidade/zona rural o local onde a população apresenta características distintas da urbana, residente fora dos limites urbanos (Funasa, 2011) e esgotamento sanitário é o conjunto de atividades, transporte, tratamento, infraestruturas e instalações operacionais de coleta e disposição final dos esgotos sanitários, das ligações prediais para o seu lançamento final no corpo receptor (meio ambiente) (Brasil, 2007).

Conforme afirma Sartori (2017), no Brasil, mesmo sendo um direito assegurado pela Constituição, o saneamento básico é ainda um desafio tanto em capitais como no interior por não beneficiar todos os cidadãos. Conforme assegurado nacionalmente: o abastecimento de água potável, a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, o esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e a limpeza urbana, mediante a Lei Federal nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, os serviços devem ser acessíveis a toda a população, independente da área de habitação (Brasil, 2007).

Porém, mesmo com o serviço garantido pela Constituição Federal e por Lei Federal, afirma Contrera, Tomaz e Chaves (2019) que com os baixos valores referentes aos índices de atendimento dos serviços sanitários, principalmente ao tratamento de esgoto, pode considerar-se que a universalização ainda está muito distante.

O meio rural é caracterizado por abrigar populações mais carentes e conseqüentemente com menor acesso às medidas de aneamento, tendo aproximadamente 25% de sua população vivendo em extrema pobreza (Resende; Ferreira e Fernandes, 2018). De acordo com informações do TrataBrasil, nas áreas rurais pouco é possível saber os indicadores de esgoto, pois o mais comum é que os contratos de prestação de serviços são limitados às áreas urbanas. Com isso. Os pequenos aglomerados, incluindo a zona rural tenham atendimento precário, ou até mesmo não usufruem dos serviços de saneamento básico.

De acordo com os dados do IBGE (Pnad, 2015) aproximadamente 8% das residências rurais que foram pesquisados estão conectados à rede coletora de esgoto e que 13% não utilizam nenhum tipo de sistema de tratamento de esgoto. Dentre os domicílios que possuem alguma forma de tratamento, 58% adotam alternativas consideradas inadequadas para o esgotamento sanitário, tal como o lançamento do esgoto em diversos inadequados locais, como por exemplo valas e corpos d'água. Assim, é possível concluir que há uma considerável diferença da zona urbana para a zona rural do Brasil, quando o assunto é saneamento básico. É fácil observar e verificar que o meio rural é a região mais desfavorável, tanto no abastecimento de água, quanto tipo de esgotamento utilizado (Silveira, 2013).

De acordo com a engenheira Mônica Bicalho Pinto Rodrigues, para a matéria jornalística Saneamento Rural: desafio que exige novas soluções da Revista DAE, alguns fatores que justificam a falta de saneamento básico na zona rural são: a crítica viabilidade econômica, a exigência de diferentes soluções tecnológicas e a falta de técnicos especializados para lidar com diferentes soluções alternativas.

Coelho, Reinhardt e Araujo (2018) afirmam que o setor de saneamento básico não está sendo uma das prioridades no Brasil, sobretudo o esgotamento sanitário e ao tratamento de esgotos. Ainda ressaltam que procedimentos realizados em prol do saneamento rural é caracterizado como uma forma de minimizar as emissões de cargas poluidoras, de conservar a qualidade dos recursos hídricos e de, conseqüentemente, desenvolver socioeconomicamente a região que possui o serviço, uma vez que exercem impactos recíprocos (de caráter epidemiológico e ambiental).

Historicamente, o Brasil tem o investimento em saneamento básico realizado de forma centralizada nos grandes centros urbanos, assim, as outras regiões ficam prejudicadas pela mínima, ou até mesmo pela ausência, oferta dos serviços públicos de saneamento básico, conforme justificativas do poder público federal. (Kievel; Priebe e Fofonka, 2015). Especialistas

estimam que para cada R\$ 1 investido em saneamento, R\$ 4 são economizados no tratamento das doenças causadas pela ausência do saneamento básico, assim, pode-se dizer que o acesso ao saneamento básico pode salvar vidas. (Funasa, 2011).

No entanto, devido aos problemas ocasionados mediante à falta de esgotamento sanitário, as tecnologias são medidas que estão sendo desenvolvidas e adotadas, com meios viáveis, para promover saneamento básico rural para as pessoas que não possuem acesso à rede pública direta da companhia, assim, uma forma de conceder o serviço básico para uma determinada população, seja ela individual (residência) ou coletiva (quadra ou até mesmo bairro).

Conforme Panorama do Saneamento Rural no Brasil (Funasa, 2017), todas as regiões do Brasil, já possui um número significativo de utilização de outras formas de esgotamento sanitário, além da rede geral ou fossa séptica e a fossa rudimentar, que são as tecnologias de fácil instalação e manutenção e com uma taxa alta de eficiência.

As tecnologias alternativas para o tratamento do esgoto, baseadas em sistemas simplificados e sustentáveis, estão cada vez mais ganhando uma vasta aplicabilidade, com esse déficit de esgotamento sanitário em algumas regiões, uma vez que está apresentando vasta vantagens, inclusive sobre os sistemas convencionais, por obter baixos custos de implantação, de operação e de manutenção (Brasil, 2006). E ainda, os sistemas que é possível utilizar meios naturais no processo, não necessita de mão de obra especializada, de materiais com custo elevado, de materiais industrializados, materiais químicos, e ainda pode apresentar baixo custo energético.

O cenário socioeconômico brasileiro permite que sejam imprescindíveis os investimentos em desenvolvimento de tecnologias alternativas de baixo custo e com boa eficiência para o tratamento das águas residuais residenciais. No entanto, a apresentação e o incentivo para que a população necessitada de esgotamento sanitário, possa ter acesso aos mais diversos tipos de sistema de saneamento básico é de suma importância, inclusive para a preservação ambiental, portanto, vários trabalhos científicos são elaborados acerca do assunto sobre tratamento de efluentes descentralizado, por exemplo, fossa séptica biodigestor, o círculo de bananeiras, banheiro seco, fossa verde, escoamento superficial no solo, zona de raízes, e outros que estão sendo publicados em periódicos, revistas, anais de eventos e outros (Rochele Sabei; De Jesus Bassetti, 2013).

Portanto, o trabalho objetiva-se, em analisar e apresentar algumas características das alternativas sustentáveis para o tratamento de esgoto sanitário em zona rural. Para tal, houve um levantamento de um aparato bibliográfico, demonstrando a importância do saneamento básico, técnicas e tecnologias sustentáveis para a população residente na área rural ou na região carente de saneamento básico, mais especificamente do serviço de tratamento de esgoto.

Metodologia

A metodologia adotada para realizar este estudo consistiu em buscas e levantamentos bibliográficos de textos/artigos científicos publicados em periódicos disponibilizados nas bases de dados: CAPES, Google acadêmico, Scielo, teses e dissertações disponíveis no portal da UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), USP, UFMG, UFSC e UNB. E pesquisas em manuais publicados pelo portal da EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) e da Funasa (Fundação Nacional de Saúde).

A busca foi realizada mediante os filtros disponíveis no sítio dos períodos: por assunto e as palavras-chave utilizadas na língua portuguesa foram: saneamento rural; tratamento de efluentes; escoamento superficial; zona de raízes; jardim filtrante; banheiro seco; fossa verde; tanque séptico e fossa biodigestor. Para as buscas em inglês foi utilizada a palavra-chave: wetlands.

Foram identificados artigos, teses e dissertações em formato de resultados de pesquisas de natureza empírica e experimental ou conceitual, análises e avaliações de tendências teórico-metodológicas em saneamento, resultados parciais ou preliminares de estudos originais ou avaliativos contendo dados e informações inéditas e relevantes para a saúde pública e estudos de revisão bibliográfica acerca dos temas pesquisados.

Foram identificados 52 textos, sendo eles: artigos (revisão crítica, atualização, resultados de pesquisas de natureza empírica e experimental ou conceitual, análises e avaliações de tendências teórico-metodológicas em saneamento); trabalhos de conclusão de curso de graduação (TCC); teses e dissertações de mestrado. Vale ressaltar que aproximadamente 32.69% dos trabalhos estudados são referentes a tecnologia de zona de raízes e o que obteve um índice mais baixo de análise dos trabalhos foi as tecnologias de fossa verde e tanque séptico, tendo cada alternativa 7.69% de trabalhos analisados. As outras tecnologias obtiveram as seguintes porcentagens de trabalhos como resultados: 11.53% referente a banheiro seco, 17.30% sobre escoamento superficial e por fim, 13.46% dos trabalhos estudados refere-se a fossa séptica biodigestora.

Os resultados dos trabalhos foram submetidos a quatro etapas de seleção para a produção deste trabalho, sendo elas:

1. Consulta e classificação dos trabalhos: identificar possíveis aproximações das abordagens apresentadas com as alternativas de tecnologia no tratamento dos efluentes.
2. Exclusão de alguns textos: uma vez que não ofereceram contribuição ao estudo, possuía conteúdo distinto do foco deste trabalho e período de publicação anterior ao ano de 2008.
3. Classificação das consultas: realizadas para identificação de dados que possibilitassem a caracterização das fontes de produção a partir das variáveis: a) tipo de texto (artigo, tese ou dissertação); b) ano de publicação (mais antigo para o mais recente); c) quesitos estudados no trabalho.

4. Interpretação e análise: dos resultados de cada estudo. A partir dos resultados obtidos nestas etapas de classificação e análise de trabalhos foi possível realizar a análise final com base nos referenciais teóricos citados.

Resultados e Discussões

Tecnologia: Banheiro Seco

De acordo com Alves (2009), a tecnologia do banheiro seco é utilizada em alguns países, como os Estados Unidos, Canadá, Suécia, Noruega, Nova Zelândia, Inglaterra e Austrália. Ainda afirma que o processo de compostagem para tratar e sanitizar os dejetos humanos é capaz de reduzir em partes ou total o uso de água para o transporte, armazenamento e tratamento dos resíduos. Entretanto, conforme Magri (2013), o banheiro seco não se faz utilização de água para o transporte ou descarte das excretas e sim, normalmente, utiliza um material para cobrir as fezes após a defecação. E que, esse tipo de banheiro pode contar com o segregador, uma espécie de vaso sanitário, que realiza a separação de fezes e urina humana.

A tecnologia do banheiro seco faz parte do saneamento ecológico e descentralizado. Possui uma eficiência quanto a uma considerável redução de água no processo e na produção de adubo orgânico. São constituídos por sanitários, que faz a utilização de uma mistura seca, que auxilia no processo de tratamento, e mictórios, que faz a utilização de água algumas vezes para higienização e/ou diluição da urina (Lemos, 2010).

De acordo com Tonetti *et al.* (2018), as fezes e o papel higiênico serão confinados na câmara ou na bombona/balde e após cada vez que for utilizado, deve-se jogar uma quantidade baixa de material seco, como por exemplo: serragem, folhas secas ou até mesmo papel picado, caso falte algum desses materiais, pode-se utilizar cal. E ainda afirma que para coletar urina pode-se utilizar um vaso separador ou mictório, porém deve ser tratada de forma isoladamente para aplicação na agricultura ou até mesmo juntamente com as águas cinzas.

Para Porto e Steinfeld (2000), utilizando um banheiro seco, que esteja devidamente construído e operando dentro dos conformes, é possível haver uma redução de 10 a 30% de volume dos resíduos sólidos se comparado com o volume original. Com o processo ativo, pode-se diminuir o tamanho do coletor, uma vez que a eficiência da compostagem é maior e o processo é acelerado e com isso o volume de material é reduzido consideravelmente. Entretanto, os sistemas passivos são para qualificar o processo com o seu design, assim permite-se que a temperatura ambiente, a gravidade, o tempo e o tamanho do coletor possam controlar todo o processo.

Banheiros de processo passivo, onde o processo ocorre de forma natural, podendo ser em ambiente fresco com temperaturas até 20°C, são comumente definidos como banheiro de

decomposição, sendo que, quando produzido e aplicado de forma correta, o composto orgânico poderá ser um material de qualidade boa, capaz de melhorar as características físicas e físico-químicas do solo (Corrente; Nogueira e Costa, 2001).

A tecnologia do sistema do banheiro seco, pode ser a única solução para regiões onde o abastecimento de água é escasso, precário ou oneroso ou para regiões muito pobres, há também uma considerável redução do volume dos resíduos sólidos, a não poluição da água, a utilização da urina como fertilizante agrícola, esses resultados advindos do uso deste sistema, poderá ser grandes incentivadores para que os órgãos de saúde e os governos públicos valorizem e liberem mais recursos para ser possível mais estudos, aplicação e aprimoramento desta tecnologia. (Alves, 2009).

No primeiro momento, após a adoção do banheiro seco, o objetivo é evitar o uso de fossas negras, assim, melhorando o saneamento básico e em um segundo momento reutilizar os dejetos compostados na fertilização do solo. Além disso, por não haver lançamento desses dejetos na água do rio, essa técnica é considerada como segura ambientalmente (Silva e Alencar, 2014).

Na Figura 1 é apresentado esquema de funcionamento de sanitário seco compostável de alvenaria.



Figura 1. Esquema de funcionamento de sanitário seco compostável – alvenaria.

Fonte: Teixeira e da Motta (2008).

Tecnología: Escoamento Superficial

O sistema de tratamento por escoamento superficial é uma tecnologia viável, pois possui parâmetros operacionais e construtivos simples, que pode permitir uma alternativa ao tratamento de esgotos das pequenas comunidades rurais e urbanas existente no Brasil e na América Latina. É um método de tratamento de esgoto que consiste em dispor o efluente líquido na parte superior de terrenos que possuem uma baixa declividade e permeabilidade. O terreno é coberto por uma vegetação onde o efluente percorre por gravidade, onde uma pequena parcela do fluxo é eliminada mediante evapotranspiração e a maior parte do fluxo é coletada na base do declive, quanto a percolação pode ser insignificante, uma vez que o sistema é para solos com baixa permeabilidade. À medida que o efluente está escoando pelo terreno coberto com a vegetação, os sólidos suspensos são “filtrados” e a matéria orgânica passa pelo processo de oxidação através dos micro-organismos que estão estabelecidos na cobertura das plantas e do solo, assim, destaca que há necessidade de um tratamento preliminar para realizar a remoção dos sólidos grosseiros, evitando que as tubulações sejam entupidadas e os equipamentos da estação se danifiquem. Além do adequado tratamento dos esgotos residenciais, é possível a geração de uma água para reuso no cultivo de diversos produtos e um grande volume de biomassa produzida pode ser aplicada no enriquecimento do solo agrícola ou até mesmo na alimentação de animais (Tonetti *et al.*, 2009).

O desempenho do tratamento pelo método de escoamento superficial é totalmente dependente do solo, das características do efluente, da vegetação que faz a cobertura do solo, da carga hidráulica e orgânica, da inclinação e comprimento da rampa e do clima do local (Taebi e Droste, 2008). A eficiência de remoção de sólidos suspensos está inversamente relacionada com o valor da taxa de aplicação de efluente bruto, assim, a remoção se torna mais eficaz quando há o decréscimo da taxa de aplicação (Foco; De Souza e Nour, 2018). O desempenho desse tipo de sistema possui vários estudos, por diversos autores distintos, sendo que os dados obtidos nos resultados destes trabalhos mostram que o sistema pode obter uma redução de aproximadamente 90% da DBO5 e dos sólidos suspensos totais (SST), entre 70 a 90% de nitrogênio e entre 40 a 60% de fósforo total (Taebi e Droste, 2008).

Para concluir Milen (2014) afirma que uma das finalidades de estação de tratamento de esgoto é a de que elas representem barreiras sanitárias que seja capaz de proteger o meio ambiente, assim, é de suma importância que essas estações, sejam projetadas de modo que seja integrada ao ecossistema ao qual foram incluídas e representem uma solução definitiva e eficaz, que seja possível dar destino final à fase sólida e líquida dos esgotos, de forma que a natureza não sofra impactos graves. Os processos de tratamento de esgotos por disposição no solo estão sendo utilizados, tanto para a remoção de cargas poluidoras, como para a fertilização das terras. Dessa forma, de uma única vez, consegue atingir custos reduzidos, atingir a eficiência pretendida pelos tratamentos convencionais, a utilização dos nutrientes contidos nos esgotos como fertilizantes e o aumento da disponibilidade de água para reuso na atividade agrícola.

De acordo com Ribeiro *et al.*, (2009) a disposição de águas residuárias no solo é capaz de elevar consideravelmente a produtividade das culturas, aperfeiçoar a qualidade dos produtos colhidos, estimular melhorias em algumas propriedades físicas do solo, além de possibilitar uma redução na poluição ambiental (Nazario, 2014).

A Figura 2 apresenta um esquema simplificado do sistema de tratamento utilizando o método de escoamento superficial.

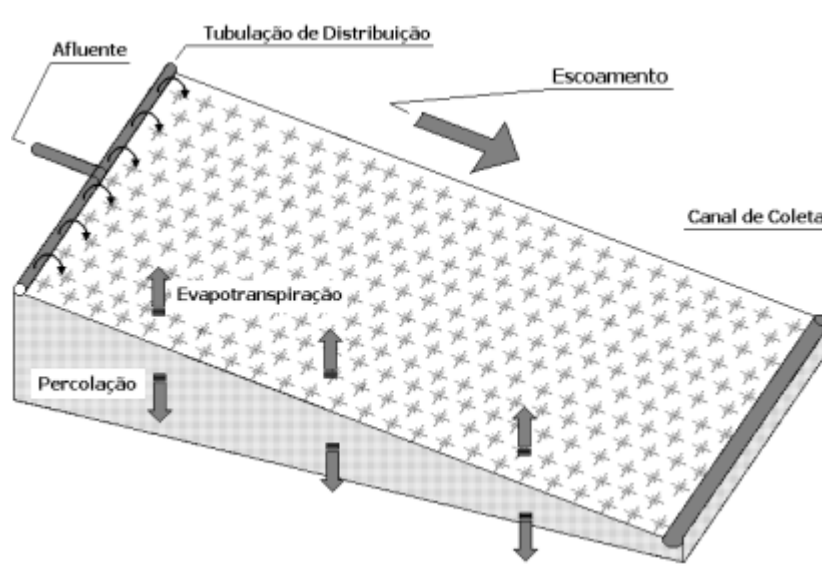


Figura 2. Esquema de uma rampa de escoamento superficial no solo.

Fonte: Tonetti *et al.* (2009).

Tecnologia: Fossa Verde

Conforme da Silva e Netto (2014), um dos principais objetivos da fossa verde é tratar o esgoto doméstico, dessa forma irá prevenir a contaminação do solo, contaminação do lençol freático e evitando que haja esgoto ao céu aberto e ainda é possível reduzir a carga orgânica que será despejada no rio após ser realizado o tratamento do esgoto.

Segundo Galbiati (2009), para a execução da fossa verde, que é também comumente conhecida por canteiro biosséptico, é basicamente na abertura de uma vala de alvenaria de várias dimensões e impermeabilizada, que deve apresentar sua estrutura interna em forma de câmara com os furos dos tijolos inclinados em um ângulo de 30°, aproximadamente. O esgoto é movido para dentro da câmara, escoar para a parte externa dessa estrutura, que deve ser preenchida com materiais porosos, que fazem o papel de um filtro, como por exemplo: entulho, casca de coco e material terroso, local onde serão

cultivadas as plantas (Araújo, 2012). Afirma da Silva e Netto (2014) que essas plantas podem ser frutíferas, comum ser bananeira, pimentão e mamoeiro, resultando em um “fruto limpo” e sem presença de gás (Araújo, 2012), inclusive pesquisas da Universidade Federal do Ceará (UFC) apontam que os frutos são próprios para consumo humano.

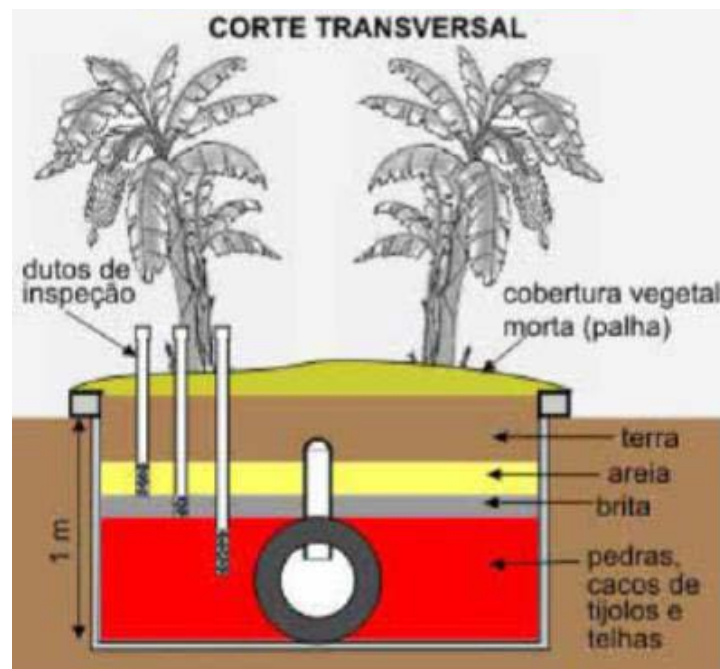


Figura 3. Esquema de uma fossa verde canteiro biosséptico.

Fonte: ABES Informe (da Silva e Netto, 2014).

Quanto ao preenchimento da câmara interna, Oliveira Netto (2012) afirma ainda que poderá ser realizado com pneus triturados, entulhos, ou outro material inerte de grande granulometria e de baixo custo. Logo acima desta camada de preenchimento, devem ser inseridos, de forma sucessiva, materiais mais finos, por exemplo, brita e areia. E acima da camada de material filtrante, deve ser realizado a camada do solo preparado para o plantio das plantas, seja acomoda-se o solo preparado para plantio. É importante salientar a necessidade de instalação de dutos que servem de inspeção e coleta do material existente no interior da unidade de tratamento. (da Silva e Netto, 2014).

Pode-se conceituar o módulo de fossa verde como um modelo alternativo de tratamento de efluente domiciliar que possibilita o reuso da água em quintais produtivos, desta forma podendo contribuir consideravelmente com o saneamento rural. Esse sistema exige baixa demanda de manutenção, uma vez que é necessário apenas a remoção do lodo da câmara de digestão, ou

seja, realizar a limpeza do sistema a cada cinco anos e quatro meses. De acordo com a análise microbiológica dos vegetais comestíveis plantados na camada correta, uma vez que tem seus processos preparados em altas temperaturas (fervura e o consumo em forma de chá), define que os produtos que foram cultivados são passíveis para consumo humano e a qualidade sanitária depende do cuidado com a manipulação dos vegetais e com as práticas higiênicas para evitar a contaminação cruzada dos alimentos (Coelho; Reinhardt e Araujo, 2018).

Assim, da Silva e Netto (2014) afirmam que com a facilidade de manutenção, baixo custo, praticidade e eficiência, torna o método de tratamento de efluentes por meio da fossa verde uma possibilidade para a zona rural, inclusive para a área urbana carente do serviço de saneamento público, assim, possibilitando uma melhor qualidade de vida e saúde.

Tecnologia: Tanque Séptico

Tonetti *et al.* (2018) afirma que tanque séptico é uma espécie de tratamento para água de vaso sanitário ou esgoto doméstico, assim pode receber vários tipos de esgotos, com exceção de água pluvial e despejos que podem causar interferência ruim no tratamento, como por exemplo, água de piscinas e de lavagem de reservatórios de água. Ainda afirma quanto as características deste sistema: formado por uma câmara que deve armazenar o esgoto por um determinado tempo, para que possa proporcionar uma sedimentação do material sólido e a flutuação de gorduras e óleos. Os sólidos sedimentados formam o lodo do tanque, alojando os micro-organismos que são os responsáveis pela degradação da matéria orgânica do esgoto. O esgoto tratado que sai do tanque séptico deve receber um tratamento complementar, podendo ser sistemas alagados construídos, filtro anaeróbio, filtro de areia e vermifiltros.

O tanque séptico deve ser dimensionado e executado de forma correta para que cumpra a sua principal função: ser um bom reator para o tratamento primário dos esgotos, além da facilidade de sua operação, manutenção, construção e obter um baixo custo econômico. A norma técnica brasileira da Associação Brasileira de Normas Técnicas ABNT-NBR 7229/93 é responsável pelo conteúdo de orientação técnica para o dimensionamento do tanque séptico.

O processo de sedimentação, e após algum tempo de funcionamento, o processo de digestão anaeróbia são considerados os dois principais processos de tratamento dos esgotos em um tanque séptico, assim, é possível observar a relação direta com o lodo sedimentado (Funasa, 2014).

A implantação de um sistema constituído por tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia é apto para realizar o tratamento de esgoto doméstico até de uma pequena comunidade. O efluente final possui qualidade para atender o que está disposto na NBR 15900:2009: reuso da água para o amassamento de concreto, apresentando também índices favoráveis, desde que

passa pelo processo de desinfecção por conta dos compostos nitrogenados, ao uso para contato direto na disposição no solo na agricultura (Gomes, 2015).

Quanto a eficiência desta tecnologia, na purificação do esgoto, foi de 13% nos níveis de DBO e de DQO e de 99.9946% na contagem de coliformes termotolerantes (Almeida; Pitaluga e Reis, 2010). Quanto aos sólidos em suspensão totais, afirma Colares e Sandri (2013) que o tratamento do tanque séptico atendeu a resolução CONAMA nº 430/2011 no quesito lançamento de esgoto sanitário.

A Figura 4 representa um esquema com os principais componentes de um tanque séptico.

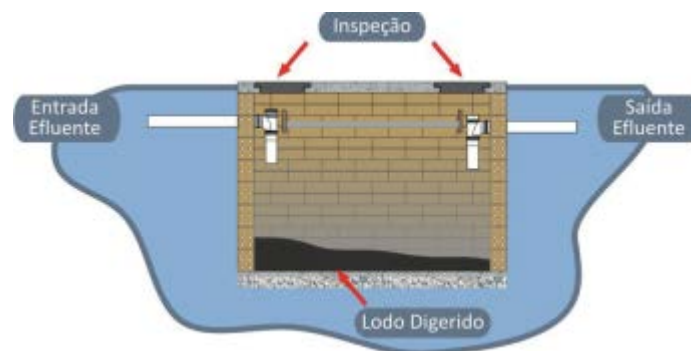


Figura 4. Esquema com os principais componentes de um tanque séptico.

Fonte: FUNASA (2014).

Tecnologia: Zona de Raízes

É considerado um sistema de tratamento local com grande potencialidade para ser utilizado, principalmente em áreas rurais ou pouco adensadas carente de sistema de saneamento básico público. O sistema de tratamento de esgoto por zona de raízes é físico-biológico, pois é capaz de combinar os processos de filtração física, das camadas de areia e pedras, com um biofiltro, realizado pelas plantas. Para este tipo de estação, é necessário haver um tratamento primário para remover os sólidos sedimentáveis. Para o tanque de zona de raízes com o sistema de fluxo vertical, o esgoto bruto é lançado por uma tubulação perfurada na superfície do tanque, assim o efluente percola verticalmente pelas camadas, entrando em contato com as raízes das plantas e com as camadas de areia e pedras de diferentes granulometrias. No fundo do tanque, o líquido é recolhido por outra rede perfurada e conduzido ao seu destino final. Na superfície do tanque deve ser impermeabilizado, para evitar a contaminação do solo ou até mesmo do lençol freático (Scherer; Fagundes e Lemos, 2010).

Na Figura 5 é possível observar o esquema de um corte da proposta de jardim filtrante com macrófitas emergentes.

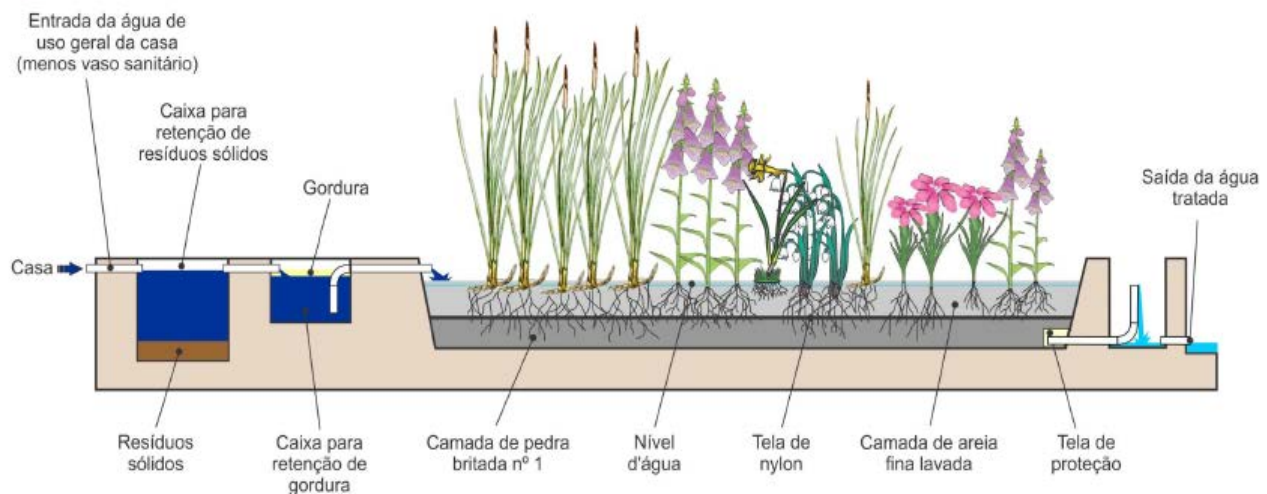


Figura 5. Esquema de um corte da proposta de jardim filtrante com macrófitas emergentes.

Fonte: EMBRAPA, 2013.

Este tipo de tratamento vem sendo utilizado no mundo todo, uma vez que o mesmo é eficaz na remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio, se comparado com o tratamento usual (Morel *et al.*, 2016). Segundo Lohmann (2011) a ETE também é eficiente para a remoção de bactérias heterotróficas e fungos totais, com maior densidade na região das raízes e menor densidade no filtro de areia e no efluente tratado. Com uma altura considerável do filtro de areia também é capaz de remover os coliformes totais e *E. coli*.

Conforme Scherer, Fagundes e Lemos (2010), possui uma execução simples e de baixo custo, uma vez que pode ser construído com materiais de fácil acesso, podendo até ser produtos reaproveitados de construção, como por exemplo, pedaços de tijolos descartado em contêiner. Não exige uma demanda de manutenção alta, apenas vistorias para evitar entupimentos nas canalizações e na substituição de plantas não-adaptadas. Não há gastos com energia elétrica, por funcionar utilizando apenas a força da gravidade. Apesar de estar em fase experimental, o tratamento vem apresentando condições favoráveis para o efluente poder ser devolvido a natureza, sem oferecer risco de contaminação de mananciais ou solo.

Conforme Rodrigues, Lapolli e dos Santos (2015), este sistema foi capaz de satisfazer os princípios da tecnologia social e sustentável, por obter uma manutenção e operação facilitada e principalmente por ter obtido índices satisfatórios quanto a remoção de poluentes, segundo os padrões legais. Outro fator que vale ressaltar é o paisagismo agradável advindos das plantas presentes no tratamento por zona de raízes podem oferecer, além do controle de odores, pois as próprias raízes funcionam como filtro (Lohmann, 2011).

Tecnología: Fossa Séptica Biodigestora

Conforme Galindo *et al.* (2010), esta tecnología é um sistema de biodigestão anaeróbica para tratar água do vaso sanitário (esgoto sanitário – fezes e urina), não pode ser introduzido a ele qualquer outro resíduo, de uma residência rural com até 5 habitantes.

As fossas sépticas biodigestoras é capaz de se responsabilizar pelo saneamento básico na área rural, uma vez que é capaz de tratar as fezes e a urina que são depositadas no vaso sanitário da residência. O processo é feito mediante a biodigestão, processo este que utiliza esterco bovino fresco ou de outro animal ruminante, para eliminar micróbios e bactérias dos dejetos expelidos pelo ser humano (de Freitas, 2015).

Como vantagem do sistema, Galindo *et al.* (2010) afirma que o tratamento do esgoto sanitário eficaz e de baixo custo para os produtores rurais é destaque. O efluente líquido tratado que sai da fossa pode ser utilizado no cultivo de plantas e dessa forma contribuir para uma agricultura sustentável, pois esse sistema possui condições favoráveis de funcionamento, desde que em área rural e com o tipo de esgoto a ser tratado adequado, fezes e urina, assim detectado pelas análises físico-químicas e as análises de macronutrientes demonstraram a capacidade fertilizante do efluente para o cultivo de plantas (de Freitas, 2015). Assim, Gonçalves (2012) afirma que os biodigestores, sendo instalados de forma correta, oferece alternativa para minimizar a contaminação dos recursos hídricos pelos dejetos domiciliares.

A Figura 6 apresenta um esquema do sistema da fossa séptica biodigestora. No Quadro 1 apresenta-se um panorama das alternativas estudadas de tratamento de efluentes utilizadas em comunidades rurais, com algumas características e eficiências. A Figura 7 apresenta informações relacionadas aos custos de implantação de algumas tecnologias estudadas e apresentadas na seção “Resultados e discussões” deste trabalho.

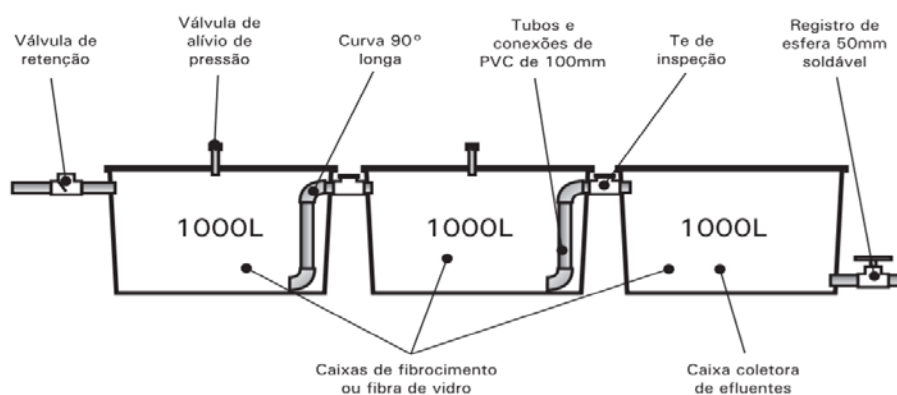


Figura 6. Esquema do sistema da fossa séptica biodigestora.

Fonte: Galindo *et al.*, 2010.

Quadro 1. Relação de trabalhos estudados e suas características.

Tecnologia	Autor (es)	Tipo de esgoto tratado.	Tipo de sistema.	Necessita de unidade de pré-tratamento?	Remoção de matéria orgânica.	O lodo terá que ser removido?	Frequência de manutenção.	Área necessária para instalação do sistema.
Banheiro Seco	Alves (2009), Magri (2013), Porto e Steinfeld (2000), Lemos (2010), Corrente; Nogueira e Costa (2001), Silva e Alencar (2014) e Tonetti <i>et al.</i> (2018).	Apenas fezes (sem a presença de água) e dependendo da estrutura pode coletar a urina para um tratamento isolado.	Unifamiliar ou semicoletivo.	Não necessita de nenhum tipo de pré-tratamento.	Não se aplica.	Não, mas podendo haver a produção de composto.	Demanda uma frequência alta de manutenção: 5 ou mais vezes por ano.	3 a 5 m ² , área necessária para até 5 pessoas.
Escoamento Superficial	Tonetti <i>et al.</i> (2009), Foco; de Souza e Nour (2018), Taebi e Droste (2008), Milen (2014) e Tonetti <i>et al.</i> (2018) e Nazario, (2014).	Esgoto doméstico, substituindo a fossa rudimentar.	Apropriado para o tratamento de esgotos de uma residência.	Primeiro, necessita de um gradeamento para não entupir a tubulação do sistema	Sim, a matéria orgânica fica retida na vegetação.	Não gera lodo e não produz maus odores.	Depende da quantidade de esgoto lançado no sistema de tratamento, quanto maior o fluxo, maior a demanda de manutenção: alteração da rampa e da vegetação.	Depende da quantidade de esgoto que será lançado no sistema de tratamento, porém autores afirmam que quanto maior a inclinação e o comprimento da rampa, melhor o desempenho do sistema de tratamento.
Fossa Verde	da Silva e Netto (2014), Araújo (2012), Coelho; Reinhardt e Araújo (2018) e Tonetti <i>et al.</i> (2018).	Águas de vaso sanitário.	Unifamiliar.	Não necessita de nenhum tipo de pré-tratamento.	Sim, uma alta remoção de matéria orgânica.	Se ocorrer a produção de lodo, o mesmo deverá ser retirado.	Demanda uma frequência baixa de manutenção.	7 a 10 m ² , área necessária para até 5 pessoas.
Tanque Séptico	Tonetti <i>et al.</i> (2018), Almeida; Pitaluga e Reis (2010), Colares e Sandri (2013) e Gomes (2015).	Águas de vaso sanitário, águas cinzas ou esgoto doméstico.	Unifamiliar ou semicoletivo.	Não necessita de nenhum tipo de pré-tratamento.	Sim, uma média remoção de matéria orgânica.	Sim, é necessário a retirada do lodo.	Demanda uma frequência baixa de manutenção: 1 vez por ano.	1.5 a 4 m ² , área necessária para até 5 pessoas.
Zona de Raízes	Rodrigues, Lapolli e dos Santos (2015), Lohmann (2011), Scherer, Fagundes e Lemos (2010), Morel <i>et al.</i> (2016).	Esgoto proveniente de pias, tanques e chuveiros, ricos em sabões, detergentes, restos de alimentos e gorduras (água cinza).	Unifamiliar.	Primeiro necessita de um tratamento, podendo ser tanque séptico, para remoção dos sólidos Sedimentáveis.	Sim, a eficiência de remoção de matéria orgânica, medida através da DBO e DQO, é elevada.	Não produz lodo.	O manejo das plantas deve ser feito para minimizar a reprodução desenfreadamente e que saturam o sistema.	A área superficial do jardim filtrante mínima é de 1 m ² /habitante.
Fossa Séptica Biodigestora	Galindo <i>et al.</i> (2010), de Freitas (2015) e Tonetti <i>et al.</i> (2018) e Gonçalves (2012).	Águas de vaso sanitário.	Unifamiliar.	Não necessita de nenhum tipo de pré-tratamento.	Sim, uma média remoção de matéria orgânica.	Não há necessidade de retirar o lodo.	Demanda uma frequência alta de manutenção: 5 ou mais vezes por ano.	10 a 12 m ² , área necessária para até 5 pessoas, onde deve conter, no mínimo, 3 caixas d'água de 1000 L cada. Para mais pessoas, deve-se aumentar proporcionalmente, ao número de moradores, o tamanho e/ou a quantidade da caixa d'água. Por exemplo, um sistema para 10 pessoas utiliza-se 6 caixas de 1000 L cada ou 3 caixas de 2000 L cada.

Conclusão

Pode-se perceber que muitos artigos e trabalhos foram desenvolvidos sobre os temas estudados, podendo até considerar um grande aproveitamento do conteúdo, pois a maioria com resultados concretos e positivos. Nada é transformado de forma rápida, porém, é válido ressaltar que com a utilização das tecnologias sustentáveis apresentadas é possível evitar o desperdício de água e a contaminação das águas por dejetos expelidos pelos seres humanos.

O ambiente rural exige da tecnologia de tratamento de esgoto algumas características para que estes sejam capazes de tratar as águas residuárias até que se tornem um efluente passível de ser despejado de maneira segura e eficiente na natureza, podendo-se citar: necessita de soluções de baixo custo, necessita de soluções de fácil instalação, necessita de soluções de fácil manutenção, necessita de soluções que não poluam o ar, necessita de soluções que se mostre resiliente e estável, entre outros.

Apesar de todos os sistemas demonstrar um grau de eficiência elevado, assim os tornando tratamento eficiente, combinando o desempenho ambiental e econômico, é necessário examinar as múltiplas variáveis de cada tecnologia sustentável para a escolha do sistema de tratamento do esgoto mais adequado para cada caso, para que seja adotado a técnica mais compatível com o tipo de esgoto a ser tratado, recursos naturais e até mesmo com o recurso financeiro disponível para a implantação e manutenção do sistema.

A tecnologia de tratamento de esgotos por zona de raízes, se destaca neste trabalho pelo fato de obter: um baixo custo de execução, operação, manejo e manutenção do sistema; uma eficaz remoção de matéria orgânica, de sólidos suspensos, de nitrogênio e de fósforo, uma considerável remoção dos patógenos; e a biomassa gerada poder se transformar em atividade econômica (criação de produtos artesanais). No entanto, a tecnologia é capaz de promover uma melhor qualidade de vida e amenizar o déficit de saneamento básico.

Contudo, observa-se que o saneamento rural está sendo atendido numa velocidade menor do que nas áreas urbanas, pelo fato da falta de incentivo por parte do poder público, pela falta de incentivo da implantação da tecnologia de tratamento de esgoto e também pela falta de instruções para as pessoas da comunidade rural, pois o que torna inviável a construção da tradicional rede de tratamento de esgoto é a baixa concentração de pessoas que vivem na mesma área. No entanto, a população dessas áreas merecem e necessitam o mesmo comprometimento do poder público quanto a questão de saneamento, uma vez que isso interfere na saúde do povo e deve haver incentivo para essas pessoas poderem adotar tecnologias alternativas, pois as pessoas do campo devem também proteger os recursos ambientais e entender de educação ambiental e sanitária.

Referencias bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993) *NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Diário Oficial da União, publicada em setembro de 1993, 15 pp.
- Almeida, R. A., Pitaluga, D. P. S., Reis, R. P. A. (2010) Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. *Revista Biotécnicas*, **16**(1), 73-81. Acesso em 12 agosto de 2019, disponível em: <http://docplayer.com.br/5136169-527-Tratamento-de-esgoto-domestico-por-zona-de-raizes-precedida-de-tanque-septico.html>
- Alves, B. S. Q. (2009) *Banheiro seco: análise da eficiência de protótipos em funcionamento*. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Santa Catarina. Acesso em 08 agosto de 2019, disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/132311/20091-barbaraSQAlves.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Brasil, Presidência da República Casa Civil (2007) *Lei Federal nº 11.445 - Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília – DF, 05 de janeiro de 2007. Acesso em 08 de Agosto de 2019, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm
- Chaves, V. T., Tomaz, F. A., Contrera, R. C. (2019) Avaliação do desempenho de uma tecnologia apropriada para o saneamento rural. *Revista DAE*, **67**(220), Edição especial. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.063>
- Coelho, C. F., Reinhardt, H. e Araujo, J. C. de. (2018) Fossa verde como componente de saneamento rural para a região semiárida do Brasil. *Revista Eng. Sanit. Ambient.* [online], **23**(04), 801-810. Acesso em 10 de abril de 2019, disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018170077>
- Colares, C. J. G., Sandri, D. (2013) Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Revista Ambient. Água*, **8**(01), 172-185. Acesso em 12 de agosto de 2019, disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/fQQzVmHCGB4QRf5SMC8xywH/abstract/?lang=pt>
- Corrente, J. E., Nogueira, M. C. S., Costa, B. M. (2001) Contrastes ortogonais na análise do controle de volatilização de amônia em compostagem. *Sci. agric., Piracicaba*, **58**(02), 407-412. Acesso em 08 de agosto de 2019, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162001000200027&lng=en&nrm=iso
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2006) *Manual de Saneamento*, Ministério da Saúde, 408 pp.
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2014) *Operação e Manutenção de Tanques Sépticos – Lodo. Manual de boas práticas e disposição do lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas e desinfecção por processo térmico*, Departamento de Engenharia de Saúde Pública (DENSP), Coordenação-Geral de Cooperação Técnica em Saneamento (CGCOT), 36 pp.
- da Costa, C. C., Guilhoto, J. J. M. (2014) Saneamento rural no Brasil: impacto da fossa séptica biodigestora. *Eng. Sanit. Amb.*, **19**(spe), 51-60. Acesso em 11 de março de 2020, disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/BgphQvGzL4kKqDQDsYXPG8P/abstract/?lang=pt>
- da Silva, M. R. P., Netto, A. O. (2014) A utilização de fossas verdes para o saneamento básico desenvolvimento sustentável no Nordeste. *VI Simpósio de Engenharia de Produção*. 566 Sergipe, Brasil.
- de Araújo, J. C. (2015) Biorremediação vegetal do esgoto domiciliar em comunidades rurais do semiárido: “Água limpa, saúde e terra fértil”, *Revista Produção e Desenvolvimento*, **1**(3), 103-113.
- de Freitas, G. A., Pereira, M. A. B., de Bessa, N. G. F., Carneiro, J. S. da S., da Conceição, R. C. N., Cerqueira, F. B. (2015) Eficiência do tratamento de fossa séptica biodigestora do Assentamento Rural Vale Verde, Gurupi-TO. *XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo*. Natal, Brasil.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2013) *Jardim filtrante. O que é e como funciona*, EMBRAPA Instrumentação, 43 pp.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2010) *Perguntas e respostas: fossa séptica biodigestora*, Série Documentos, 32 pp.

- del Porto, D., Steinfeld, C. (1999) *Composting Toilet System Book: A Practical Guide Pollution to Choosing, Planning, and Maintaining Composting Toilet Systems*. Center of Ecological Prevention, Concord – MA – USA, 234 pp.
- Foco, M. L. R., de Souza, E. S., Nour, E. A. A. (2018). Tratamento de esgoto sanitário por escoamento superficial no solo: remoção de metais. *Revista Eng Sanit Ambient*, **4**(23), 823-832. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018135318>
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2017) *Panorama do Saneamento Rural no Brasil*. Acesso em 09 de abril de 2019, disponível em: <http://www.funasa.gov.br/panorama-do-586-saneamento-rural-no-brasil>
- FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2011) *O desafio de universalizar o Saneamento Rural*, Publicação da Fundação Nacional de Saúde, 12 pp.
- Gomes, B. G. L. A. (2015) *Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia*, Tese de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, 138 pp.
- Gonçalves, G. L. F. (2012) *Biodigestores: uma alternativa para reduzir a contaminação das águas pelo esgoto*, Projeto de Trabalho de Conclusão de Curso, Especialização em Atenção Básica em Saúde da Família, Universidade Federal de Minas Gerais, 33 pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017) *Proposta de classificação dos espaços rurais e urbanos no Brasil: tipologia municipal*, Coordenação de Geografia, 8 pp. Acesso em 09 de abril de 2019, disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv100643.pdf>
- Kievel, M. G., Priebe, N. C., Fofonka, L. (2015) Alternativas sustentáveis para o tratamento adequado do esgoto doméstico no município de Arroio do Padre/RS. *Revista Educação Ambiental em Ação*, (54). Acesso em 10 de abril de 2019, Disponível em: <http://www.revistaeea.org/artigo.php?idartigo=2482>
- Lemos, S. S. (2010) *Estudo de Banheiro Seco de Capacitação para sua Implantação e Aproveitamento dos Subprodutos Gerados*, Trabalho de Conclusão, Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal Santa Catarina, Florianópolis, 67 pp.
- Lohmann, G. (2011) *Caracterização De Uma Estação De Tratamento De Esgoto Por Zona De Raízes Utilizando Variáveis Abióticas E Microbiológicas*, Tese de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 93 pp.
- Magri, M. E. (2013) *Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores*, Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 195 pp.
- Milen, L. C. (2014) Tratamento de esgoto doméstico pelo método de escoamento superficial no solo: Uma revisão de literatura. *Revista Verde (Pombal - PB - Brasil)*, **9**(5), 26 – 33.
- Morel, E. D. C., Barbosa, O. A., Biondo, P., Migliorini, G., Niklevicz, R. R. (2016) Análise da eficiência do tratamento de esgoto por zona de raízes na remoção de nutrientes, *CONTECC – 2016, Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia 2016*, Foz do Iguaçu – PR, Brasil.
- Nazario, A. A., Garcia, G. O., dos Reis, E.F., Mendonça, E. S., Melline, J. G. B. (2014) Acúmulo de nutrientes por forrageiras cultivadas em sistema de escoamento superficial para tratamento de esgoto doméstico. *Revista Ambient. Água, Taubaté*, **9**(1), 97-108. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1210>
- PNAD, Pesquisa Nacional por Amostra a Domicílio. (2015) *Pesquisa nacional por amostra de domicílios: síntese de indicadores 2015/IBGE*, Coordenação de Trabalho e Rendimento, 627 Rio de Janeiro-Brasil, 108 pp.
- Porto, B. B., Sales, B. M., Rezende, S. (2019) Saneamento basico em contextos de agricultura familiar. *Revista DAE*. **6**(220), 52-69. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.055>
- PSB, Portal Saneamento Básico (2017) *Saneamento básico nos centros urbanos x zona rural*. Acesso em 19 de agosto de 2019, disponível em: <https://www.saneamentobasico.com.br/saneamento-basico-nos-centros-urbanos-x-zona-rural/>
- Resende, R. G., Ferreira, S., Fernandes, L. F. R. (2018) O saneamento rural no contexto brasileiro. *Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre*, **10**(1), 129-150. <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n120181027>

- Rochele Sabei, T., de Jesus Bassetti, F. (2013) Alternativas ecoeficientes para tratamento de efluentes em comunidades rurais. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 9(11), 487-503. <http://dx.doi.org/10.17271/198008279112013692>
- Rodrigues, E. B., Lapolli, F. R., dos Santos, M. A. A. (2015) Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural do município de Campos Novos/SC. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)*, 5(2), 47-55.
- Roland, N., Tribst, C. C. L., Senna, D. A., Santos, M. R. S., Rezende, S. (2019) A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. *Revista DAE*, 6(220), 15-36. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.053>
- Sabei, T. R. (2013) *Implementação de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes na comunidade rural Colonia Mergulhao, Sao Jose dos Pinhais – PR*, Trabalho de Conclusão de Curso, Programa de Pós-Graduação em Economia e Meio Ambiente, 30 pp.
- Scherer, M. J., Fagundes, R. M., Lemos, P. R. (2010) Tratamento de efluentes com sistema de zona de raízes: estudo de caso em residência rural. *2º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente*. Bento Gonçalves – RS, Brasil.
- Saneamento Rural: desafio que exige novas soluções. (2019) Materia jornalística. *Revista DAE*. 6(220), 6-14. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.052.654>
- Silva, A. C., Alencar, M. H. B. C. (2014) Social technology aimed at promoting of the health in a community of São Luís-Ma, Brazil. *Saúde Transform. Soc., Florianopolis*, 5(1), 66-72.
- Silveira, A. B. G. (2013) Explorando o déficit em saneamento no Brasil: evidências da disparidade urbano-rural. *Revista Água & Sociedade*, (10), 37-48. <https://doi.org/10.18830/issn.1679-0944.n10.2013.12122>
- Smith, Richard Eilers. (2015) *Avaliação de um banheiro seco com vaso segregador em Florianopolis – SC*. Dissertação mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina, 140 pp.
- Taebi, A., Droste, R. L. (2008) Performance of an overland flow system for advanced treatment of wastewater plant effluent, *Journal of Environmental Management*, 88(4), 688-696. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.038.665>
- Tonetti, A. Luiz et al. (2018) *Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas referencial para a escolha de soluções*, 1ª edição, Biblioteca Unicamp, Campinas - SP, 153 pp.
- Tonetti, A. L., Cerqueira, R. S., Coraucci Filho, B., Von Sperling, M., de Figueiredo, Roberto F. (2009) Tratamento de esgotos de pequenas comunidades pelo método de escoamento superficial do solo. *Teoria e Prática na Engenharia Civil*, (13), 69-79. Acesso em 10 de abril de 2019, disponível em: http://www.editoradunas.com.br/revistatpec/Art8_N13.pdf
- TrataBrasil, Blog sobre tratamento básico (2018) *O Abastecimento de água e esgotamento sanitário nas áreas rurais*. Acesso em 10 de abril de 2019, disponível em <https://www.tratabrasil.org.br/blog/2018/07/31/abastecimento-saneamento-rural>
- Vianna, T. C., Mesquita, T. C. R., Rosa, A. P. (2019) Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. *Revista DAE*, 6(220), 157-172. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.062>
- WHO/UNICEF, World Health Organization/United Nations Children's Fund (2015) *Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment*, Program evaluation I. World Health Organization, II. UNICEF, 90 pp.



REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

MODELING OF THE LIMIT VALUE FOR REMOVING PARAMETERS BY CONSTRUCTED WETLANDS

*Elaine Cristina Catapani Poletti¹
Junia Teixeira Martins¹
Marta Síviero Guilherme Pires¹

Recibido el 27 de enero de 2021. Aceptado el 28 de mayo de 2021

Abstract

This paper refers to the study of the efficiency of the constructed wetlands in the wastewater treatment, via mathematical modeling. The propose is to determine the stabilization limit value of removal of some parameters: Chemical Oxygen Demand (COD), Ammoniacal Nitrogen and Conductivity. The research considered a constructed wetland system, in an experimental scale, with different hydraulic retention time (HRT) for domestic wastewater treatment: 0, 2, 4, 6 and 8 days. The data were collected, analyzed and the results indicated, according to the Ford-Walford method, the removal stabilization limit values were, approximately, 90% for COD, 74% for Ammoniacal Nitrogen and 41% for Conductivity. According to the model, the hydraulic retention time to reach these removal indexes were 4 days for Ammoniacal Nitrogen and Conductivity and 10 days for COD. The evaluated parameters have demonstrated to be sensitive to the biological wastewater treatments by constructed wetland, the model made it possible to determine the limit values and the stabilization time and the hydraulic retention time has showed an important factor of the management of such systems, that must be monitored, in order to optimize the parameters removal and the efficiency of the treatment.

Keywords: *efficiency of a constructed wetland, hydraulic retention time, stabilization limit value.*

¹ Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Brasil.

* Corresponding author: Faculdade de Tecnologia/UNICAMP, Rua Paschoal Marmo, 1888. Jardim Nova Itália, Limeira – SP. Brasil.

Email: elainec@unicamp.br

Introduction

The society development as a whole has led to an increase in water consumption and, as a result, increasing volumes of sanitary sewage that require adequate treatment and disposal to avoid pollution problems and contamination of the environment, with consequent serious health risks to the population. Even today, the part of the population that is not served by wastewater collection and treatment systems, or assisted by sub-efficient systems, reinforces the need to study, develop and apply viable technologies of decentralized treatments that may favor regions distant from urban centers or with limited supply of public services (Elzien *et al.*, 2016).

Thus, constructed wetlands become a viable and efficient sewage treatment technology whose implementation is characterized by low cost and ease of operation, including a pleasant visual appearance due to the vegetation that composes the system ((Mello *et al.*, 2019; Dou *et al.*, 2017; Ilyas and Manish, 2017; Gikas and Tshirintzis, 2014; Saeed and Sun, 2015; Chang *et al.*, 2012).

Constructed wetlands can be used in both wastewater treatment and post-treatment, in several ways, and they can work in accordance with the flow regime: vertical, horizontal, superficial or subsurface horizontal (Vyzamal, 2008). These beds are composed of macrophytes plants and substrates (Sabokrouhiyeh *et al.*, 2016; Calheiros *et al.*, 2009). The substrates constitute a filter media for the waste and support for the roots of plants which, together with microorganisms, favor the removal of nutrients through various biological processes, promoting the wastewater treatment (Adera *et al.*, 2018; Matos *et al.*, 2018; Ebrahimi *et al.*, 2013).

Regarding the post-treatment of domestic effluents, using constructed wetland systems, the hydraulic retention time (HRT) is an important factor because, according to the literature, the parameters removal efficiency can be reduced due to the appearance of limiting conditions as the low hydraulic retention time (Matos *et al.*, 2018; Chang *et al.*, 2012). The influence of HRT removing of organic load and nutrients has been studied in order to optimize and guarantee a better quality of the final effluent (Otieno *et al.*, 2017; Upadhyay *et al.*, 2016; Munõz *et al.*, 2016; Ewemoje *et al.*, 2015).

The hydraulic retention time is related to the average time the effluent remains in the system and the efficiency in the parameters treatment improves as the retention time of the effluent increases (Sehar *et al.*, 2015; Lee *et al.*, 2014) and mathematical models of prediction can help in the management of the systems, determining the hydraulic retention time that allows greater removal, as well as indicating the maximum removal possible in a given system. Considering the parameters: chemical oxygen demand (COD), Ammoniacal nitrogen (AN) and conductivity (C), the objective of this research was to analyze the stabilization limit value of their removals, through the mathematical modelling, and to determine the appropriate HRT for the guarantee of treatment efficiency (Szypula *et al.*, 1987).

The parameters were selected because their reduction is of extreme relevance to improve the quality of the wastewater and, consequently, to reduce impacts on the environment arising from the releases of these effluents. The COD measures the amount of organic matter susceptible to being oxidized by chemical means; it refers an important study factor of wastewater that evaluates the amount of oxygen dissolved in acid medium that leads to the degradation of matter. Concerning ammoniacal nitrogen, it is related to the decomposition of matter and to the transformations suffered by the organic compounds present in the sewage and the conductivity is linked to the salts and chlorides that are not removed in the conventional wastewater treatments (Ramprasad *et al.*, 2017; Bumgarnera *et al.*, 2007).

Materials and methods

Experimental setup

The system used in this study was constituted of anaerobic wastewater reactor UASB, Up flow Anaerobic Sludge Bed, in a batch regime, with retention time adjustments and it was connected in a constructed wetland that has operated in subsurface horizontal flow and worked as a post-treatment of domestic sewage, Figure 1:

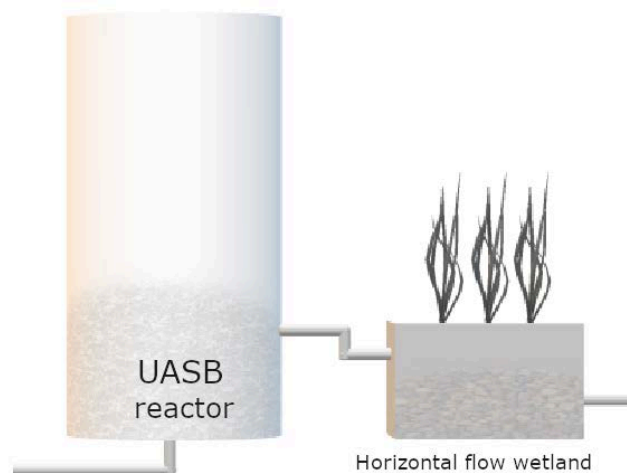


Figure 1. System used constituted by UASB reactor and horizontal flow wetland.

Collections and Analysis

In order to evaluate the wetland performance in post-treatment of sanitary sewage, the experiments were performed in triplicate considering 0, 2, 4, 6 and 8 days of hydraulic retention. The analyzes followed the procedures according to (APHA, 2012).

The methods used in the analyzes were in accordance with Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: SMEWW (22nd ed) Method 5220 D, 4500-NH₃ C and 2510 B for COD, ammoniacal nitrogen and conductivity, respectively (APHA, 2012). The temperature (°C) e pH were also monitored according to Method 2550 B and 4500 B, respectively.

Considering the upward behavior of the removal of parameters, at the beginning of treatment, and its stabilization, after a period of operation, it is possible to analyze this stabilization limit, as well as the time needed to obtain this limit and improve de efficiency of the system.

So, for the study of this stabilization limit for removing parameters and determination of the time necessary for such reach, based on the assumption that the parameters removal in wetlands increase (Midhun *et al.*, 2016) according to the HRT and tend to stabilize after a certain time, the Ford-Walford method was applied (Szypula *et al.*, 1987).

This method is based on the asymptotic behavior of the phenomenon and allows to determine the stabilization value of the system (Szypula *et al.*, 1987).

Considering the removal values (of COD, ammoniacal nitrogen and conductivity) given generally by (R_t, R_{t+1}) , with $R_t = R(t)$, $t \in [0, T)$, the adjustment seeks to establish a continuous function g where $R_{t+1} = g(R_t)$.

Thus, assuming $R_t \approx R_{t+1}$, the stabilization value (percentage), R^* , is a fixed point of the function g of the form: $R^* = g(R^*)$.

In fact, because:

$$R^* = \lim_{t \rightarrow \infty} R_{t+1} = \lim_{t \rightarrow \infty} g(R_t) = g\left(\lim_{t \rightarrow \infty} R_{t+1}\right) = g(R^*)$$

Therefore, according to the method, the stabilized value of the removal R^* is determined by finding the adjustment function g , solving Equation (1):

$$\begin{cases} R_{t+1} = g(R_t) \\ R_{t+1} = R_t \end{cases} \quad \text{Equation (1)}$$

Obtained R^* for the parameters, it were determined the asymptotic exponential curves $R = R(t) = R^* - Ae^{Bt}$, $R^* > 0$, $B < 0$, t the hydraulic retention time (HRT) and R_t the percentage of the respective COD, ammoniacal nitrogen and conductivity removals.

Results and discussion

Samples collected were analyzed and the values obtained for Chemical oxygen demand (COD) (mg/L), ammoniacal nitrogen (AN) (mg/L) and conductivity (C) (uS/cm), considering 0, 2, 4, 6 and 8 days of hydraulic retention time (HRT), are presented in Table 1.

Table 1. Average values and standard deviation of Chemical oxygen demand (COD), ammoniacal nitrogen (AN) and conductivity (C) values obtained at the beginning of the system's operation (0) and with 2, 4, 6 and 8 days of hydraulic retention time (HRT).

HRT (days)	COD (mg/L)	AN (mg/L)	C (uS/cm)
0	82.10 ± 0.00	31.38 ± 0.00	470.00 ± 0.00
2	51.10 ± 2.95	9.25 ± 1.96	282.70 ± 23.46
4	22.20 ± 0.43	7.85 ± 1.39	282.40 ± 15.54
6	14.30 ± 0.35	7.85 ± 0.42	266.20 ± 16.36
8	16.20 ± 1.55	8.96 ± 0.46	277.50 ± 19.70

The system, in uncontrolled environment, worked at an average ± standard deviation temperature of 23.44 ± 0.99 °C and pH of 5.86 ± 0.09 indicating an acidic effluent.

The biological processes that occur in constructed wetlands contribute to removal of nutrients and, consequently, to the treatment of sewage. Besides that, the pH and temperature are among the main parameters that influence the removal of organic matter and nitrogen in biological wastewater treatments (Saeed and Sun, 2012; Sultana *et al.*, 2015).

This fact occurs because the microorganisms in these systems are affected by these parameters. Propitious environments alter the dynamics of microorganism populations, which corroborates the removal of organic matter. According Ji *et al.* (2020) low temperatures can affect the performance of plants and microorganisms in removing organic matter and nutrients. This parameter that can be related to the efficiency of wetlands, low temperatures can affect the performance of plants and microorganisms in removing organic matter and nutrients, such as phosphorus and total nitrogen, in addition to ammonia nitrogen. He *et al.* (2012) claim that there is a positive correlation between higher temperatures and removal of ammoniacal nitrogen.

According to analyze, the percentage of removal (%) of COD, ammoniacal nitrogen (AN) and conductivity (C), considering 0, 2, 4, 6 and 8 days of hydraulic retention (HRT), are presented in Table 2.

Table 2. Percentage of removal, in terms of the HRT, of Chemical oxygen demand (COD), ammoniacal nitrogen (AN) and conductivity (C).

HRT (days)	COD (%)	AN (%)	C (%)
0	-	-	-
2	37.8	70.5	39.8
4	73.0	75.0	39.9
6	82.6	75.0	43.4
8	80.2	71.4	40.9

The monitoring of the hydraulic retention time of the system is important when the objective is to obtain maximum treatment efficiency. Silva *et al.* (2020) tested the influence of hydraulic retention time on the removal of parameters such COD and total nitrogen considering aeration factors in the operation of the wetlands. Merino-Solis *et al.* (2015) made tests assessing this influence on nutrients removal considering constructed wetlands and anaerobic filters.

The efficiency of a system is closely related to the infrastructure, resources, type of operation, as well as characteristics of effluent to be treated and parameter to be removed. In this way, the performance of a constructed wetlands must be evaluated to obtain the best treatment, considering its characteristics and operating conditions.

The initial COD at the wetland was 82.10mg/L. In 2 days of HRT this value reduced to 51.10mg/L (37.8% removal). In 4 days of HRT the value reduced to 22.20mg/L (73.0% removal). In 6 days, it reduced to 14.30mg/L (82.6% removal) and in 8 days of HRT the value of COD increased to 16.20 mg/L (approximately 3% increase over the first six days of HRT). The removal of COD is an important indicator for assessing the efficiency of the treatment system. Regarding the model, by setting the relation (R_t, R_{t+1}) , and assuming its convergence to (R^*, R^*) , the stabilized removal percentage was: $R^* = 89.9\%$ for COD, Figure 2.

For ammoniacal nitrogen, it was verified 31.38mg/L in the entrance of the system. In 2 days of HRT this value reduced to 9.25mg/L (70.5% removal). In 4 days of HRT the value reduced to 7.85mg/l from 4 (75.0% removal). In 6 days, this value was maintained and in 8 days of HRT the value of ammoniacal nitrogen increased to 8.96mg/L (approximately 5% increase over the first six days of HRT). Ammoniacal nitrogen causes toxicity to aquatic organisms, so its removal before the effluent is released into the water system is of fundamental importance. About the stabilized removal percentage for ammoniacal nitrogen was $R^* = 73.8\%$, Figure 3.

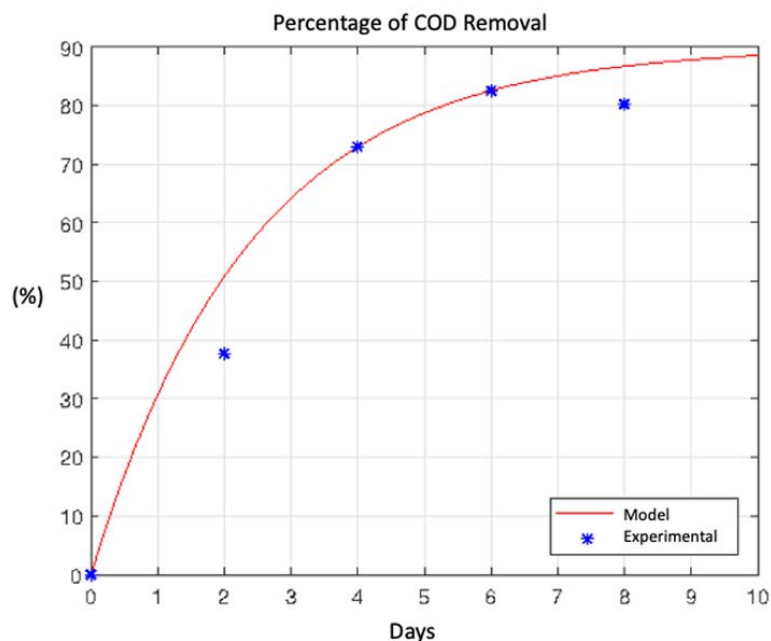


Figure 2. Experimental and foreseen COD removal (%) for different HRT's.

Figure 3. Experimental and foreseen ammoniacal nitrogen removal (%) for different HRT's.

For conductivity, 470.00uS/cm was initially found. This value was reduced to 282.70uS/cm in 2 days of HRT (39.8% removal). In 4 days of HRT the value was 282.40uS/cm (39.9% removal). In 6 days, the reduction was 266.20uS/cm (43.4% removal) and in 8 days of HRT the value of conductivity increased to 277.50uS/cm (approximately 5% increase over the first six days of HRT). The conductivity presented a stabilized removal percentage of $R^* = 41.4\%$, Figure 4.

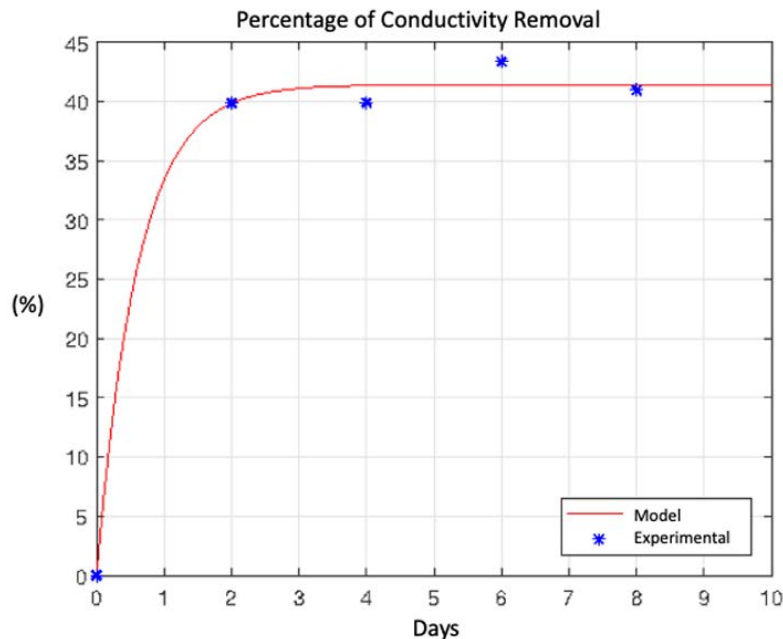


Figure 4. Experimental and foreseen conductivity removal (%) for different HRT's.

In general, the data indicated COD, ammoniacal nitrogen and conductivity removal efficiency. The removal percentage of the parameters was gradual in the first six days of HRT, showing more pronounced in the first four days and, although still increasing, less pronounced in the sixth day of HRT.

From the sixth day, the system showed signs of saturation. It was observed an increase in COD, ammoniacal nitrogen and conductivity present in the effluent samples, which may be related to the gradual loss of water from the system, which made it difficult to collect samples after the eighth day.

The adjusted asymptotic exponential removal curves for COD, AN and C were:

$$R(t)_{COD} = 89.93 - 89.93 * \exp(-0.272t)$$

$$R(t)_{AN} = 73.79 - 73.79 * \exp(-1.66t)$$

$$R(t)_C = 41.1 - 41.4 * \exp(-1.64t), \text{ respectively.}$$

According to the model, the removal stabilization percentage achieved with 4 days of HRT for ammoniacal nitrogen and conductivity and with 10 days for COD.

The COD and ammoniacal nitrogen removal have great influence on hydraulic retention time: the higher the HRT, the greater the removal of these parameters (Ramprasad *et al.*, 2017). Studies by Mello *et al.* (2019), with comparison of different HRT's, showed removals that reached 82% with HRT of 48 hours for COD and 47% in 72 hours of HRT for Nitrogen (Sultana *et al.*, 2016) achieved COD removal of 96.84% in 8 days of retention.

For ammoniacal nitrogen and organic matter, (Cui *et al.*, 2015) evaluated 1, 2 and 3-day retention times in different wetlands configurations and obtained better removals in 2-day time for both parameters. In the research conducted by Merino-Solís *et al.* (2015) 3 different HRT's were considered (2, 3 and 4 days) in subsurface flow wetlands, reaching 81.7% COD removal with 4 days of hydraulic retention.

For total nitrogen, (Merino-Solís *et al.*, 2015) found better removal of 40% with HRT of 4 days. In a study by Muñoz *et al.* (2016), the results for COD and ammoniacal nitrogen removal were 69.1 and 44%, respectively, for 7 days of HRT.

In the comparison of the COD and ammoniacal nitrogen removal, in the 4-day retention times, the values obtained by (Zhang *et al.*, 2012) were 98.5% for COD and 95.2% for ammoniacal nitrogen.

In a study by (Upadhyay *et al.*, 2016), ammoniacal nitrogen and conductivity removal for 2 days of HRT reached 50.48% and 21.56%, respectively.

For the nutrient's removal, several authors indicate 10 days of HRT. The recommended HRT in wetlands projects varies from 10 to 13 days (Merino-Solís *et al.*, 2015). According to Zhang *et al.* (2012), the most effective times for parameters removal are between 4 and 15 days.

Specifically, for subsurface flow wetlands, Wu *et al.* (2015), recommend from 2 to 5 days of hydraulic retention.

Evaluating the results of the experiments, the presented system proved to be efficient in the parameters removal, corroborating with the literature that the HRT is directly related to the efficiency of parameters removal. It should be noted that the parameters removal percentages analyzed were relatively high and, in some cases, higher than the values found in literature.

Conclusions

The constructed wetland system presented good removal efficiency as a post-treatment wastewater for domestic use. The system was operated with different HRT's and had as objective to evaluate the percentage removal limit of the parameters.

The study demonstrated that the removal efficiency of certain compounds depends on the hydraulic retention time applied in the operation of the operated systems, since the parameters removal is limited by the residence time of the system affluent.

The hydraulic retention time to reach the stabilized removal percentage of approximately 90% for COD was 10 days. For nitrogen, it was found that the stabilized removal percentage at 74% was reached in 4 days, time also appropriated to reach a percentage of 41% of conductivity.

The stabilization removal values (percentages) obtained with the model appliance were reached experimentally and could be compared with the existing literature.

The implanted system indicated relatively optimized hydraulic retention times to reach the stabilized removal of the parameters, considering the recommended time in wetlands projects ranging from 10 to 13 days of HRT.

The open-air system was subject to bad weather conditions and presented water loss through evaporation. This factor made collection and analysis impossible with higher HRTs.

Acknowledgements

This work was carried out with the support of the Higher Education Personnel Improvement Coordination - Brazil (CAPES) - Financing Code 001 and National Council for Scientific and Technological Development (CNPq).

References

- Adera, S., Drizo, A., Twohig, E., Jagannathan, K., Benoit G. (2018) Improving performance of treatment wetlands: evaluation of supplemental aeration, varying flow direction, and phosphorus removing filters, *Water Air Soil Pollution*, **229**, 1-15.
- APHA/AWWA/WEF. (2012) Standard methods for the examination of water and wastewater, *American Public Health Association AWWA, WPCF*, 21^a ed, Washington.
- Bumgarnera, J. R.; McCray. J. E. (2007) Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling, *Water Research*, **41**, 2349-2360.

- Calheiros, C. S. C., Duque, A. F., Moura, A., Henriques, I. S., Correia, A., Rangel, A. O. S. S., Castro, P. M. L. (2009) Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater, *Ecological Engineering*, **35**, 744-753.
- Chang, N. B., Xuan, Z., Wanielista, M. P. (2012) A tracer study for assessing the interactions between hydraulic retention time and transport processes in a wetland system for nutrient removal, *Bioprocess Biosystems Engineering*, **35**, 399-406.
- Cui, L., Ouyang, Y., Yang, W., Huang, Z., Xu, O., Yu, G. (2015) Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface flow constructed wetlands, *Journal of Environmental Management*, **153**, 33-39.
- Dou, T., Stéphane, T., Petitjean, A., Pálffy, T. G., Esser, D. (2017) Wastewater and rainwater management in urban areas: a role for constructed wetlands, *Procedia Environmental Sciences*, **37**, 535-54.
- Ebrahimi A., Taheri, E., Ehrampoush, M. H., Nasiri, S., Jalali, F., Soltani, R., Fatehizadeh, A. (2013) Efficiency of constructed wetland vegetated with *Cyperus alternifolius* applied for municipal wastewater treatment, *Journal of Environmental and Public Health*, 1-5.
- Elzien, Z., Abdou, A., Abd ELGawad, I. (2016) Constructed wetlands as a sustainable wastewater treatment method in communities, *Procedia Environmental Sciences*, **34**, 605-617.
- Ewemoje, O. E., Sangodoyin, A. Y., Adegoke A.T. (2015) On the effect of hydraulic retention time and loading rates on pollutant removal in a pilot scale wetland, *Journal of Sustainable Development Studies*, **8**, 342-355.
- Gikas, G. D. and Tsihrintzis, V. A. (2014) Municipal wastewater treatment using constructed wetlands, *Water Utility Journal*, **8**, 57-65.
- He, Y., Tao, W., Wang, Z., Shayya, W. (2012). Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management*, **110**, 103-109.
- Ilyas, H. and Masih, I. (2017) The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review, *Journal of Environmental Management*, **198**, 372-383.
- Ji, M., Hu, Z., Hou, C., Liu, H., Ngo, H.H., Guo, W., Lu, S., Zhang, J. (2020) New insights for enhancing the performance of constructed wetlands at low temperatures. *Bioresource Technology*, **301**, 122722.
- Lee, S., Maniquiz-Redillas, M. C., Kim, L.H. (2014) Settling basin design in a constructed wetland using TSS removal efficiency and hydraulic retention time, *Journal of Environmental Sciences*, **26**, 1971-1976.
- Matos, M.P., von Sperling, M., Matos, A.T. (2018) Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **17**, 87-107.
- Mello, D., Carvalho, K. Q., Passig, F. H., Freire, F. B., Borges, A. C., Lima, M. X., Marcelino, G. R. (2019) Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands, *Environmental Technology*, **40**, 11-18.
- Merino-Solís, M. L., Villegas, E., Anda, J., López-López, A. (2015) The Effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: An anaerobic filter with a constructed wetland, *Water*, **7**, 1149-1163.
- Midhun, G., Divya, L., George, J., Jayakumar, P., Suriyanarayanan S. (2016) Wastewater treatment studies on free water surface constructed wetland system, In: Prashanthi M., Sundaram R. (eds) *Integrated Waste Management in India. Environmental Science and Engineering*. Springer, Cham 97-109.
- Muñoz, M. A., Rosales, R. M., Gabarrón, M., Faz, A., Acosta, J. A. (2016) Effects of the hydraulic retention time on pig slurry purification by constructed wetlands and stabilization ponds, *Water Air Soil Pollution*, **227**, 1-13.
- Otieno, A.O., Karuku, G.N., Raude, J.M., Koech, O. (2017) Effectiveness of the horizontal, vertical and hybrid subsurface flow constructed wetland systems in polishing municipal wastewater, *Environmental Management and Sustainable Development*, **6**, 158-173.
- Ramprasad, C., Smith, C. S., Memon, F. A., Philip, L. (2017) Removal of chemical and microbial contaminants from grey water using a novel constructed wetland: GROW, *Ecological Engineering*, **106**, 55-65.

- Sabokrouhiyeh, N., Bottacin-Busolin, A., Nepf, H., Marion, A. (2016) Effects of vegetation density and wetland aspect ratio variation on hydraulic efficiency of wetlands. In: Rowiński P., Marion A. (eds) *Hydrodynamic and Mass Transport at Freshwater Aquatic Interfaces*. GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences. Springer, Cham, 101-113.
- Saeed, T. and Sun, G. (2012) A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media, *Journal of Environmental Management*, **112**, 429-448.
- Sehar, S., Naeem, S., Perveen, I., Ali, N., Ahmed, S. (2015) A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland, *Ecological Engineering*, **81**, 62-69.
- Silva, P. I. da, Costa, G. B. da, Queluz, J. G. T., Garcia, M. L. (2020) Effect of hydraulic retention time on chemical oxygen demand and total nitrogen removal in intermittently aerated constructed wetlands, *Revista Ambiente e Água*, **15**(3), 1 – 11.
- Sultana, M. Y., Mourtí, C., Tatoulis, T., Akrotos, C. S., Tekerlekopoulou, A. G., Vayenas, D. V. (2016) Effect of hydraulic retention time, temperature, and organic load on a horizontal subsurface flow constructed wetland treating cheese whey wastewater, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, **91**, 726-732.
- Szypula J. (1987) Comparison of accuracy of binomial, Von Bertalanffy equation, Gompertz equation and Ford-Walford model used for mathematic description of length growth in various fish species. *Acta Ichthyol Pisc*, **17**, 33 – 47.
- Upadhyay, A. K., Bankoti, N. S., Rai, U. N. (2016) Studies on sustainability of simulated constructed wetland system for treatment of urban waste: Design and operation, *Journal of Environmental Management*, **169**, 285-292.
- Vymazal, J. (2008) *Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands*, Springer, Heidelberg.
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H. (2015) A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, *Bioresource Technology*, **175**, 594-601.
- Zhang, C. B., Liu, W. L., Wang, J., Ge, Y., Gu, B. H., Chang, J. (2012) Effects of plant diversity and hydraulic retention time on pollutant removals in vertical flow constructed wetland mesocosms, *Ecological Engineering*, **49**, 244-248.

La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2021 (1 de diciembre 2020-1 de diciembre 2021):

Adeildo Cabral da Silva, Brasil	Edgar Omar Rueda Puente, México
Adriana Rivera Huerta, México	Edineia Lazarotto Formagini, Brasil
Alan Michell Barros Alexandre, Brasil	Edna Rosalba Meza Escalante, México
Alberto Ordaz Cortés, México	Edson Salerno Junior, Brasil
Alejandra Martín Domínguez, México	Eduardo Cohim, Brasil
Aline Ferrão Custodio Passini, Brasil	Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim, Brasil
Aline Franciel de Andrade, Brasil	Eduardo Mendonça Pinheiro, Brasil
Aline Renee Coscione, Brasil	Elaine Regina Lopes Tiburtius, Brasil
Alisson Carraro Borges, Brasil	Elfany Reis do Nascimento Lopes, Brasil
André Luis Calado Araújo, Brasil	Elisa Henning, Brasil
André Luiz Marguti, Brasil	Elisangela Maria Rodrigues Rocha, Brasil
André Pereira Rosa, Brasil	Elizabeth León Becerril, México
Andrea Carvajal Guevara, Chile	Eric Pascal Houbbron, México
Antônio Domingues Benetti, Brasil	Erica Pugliesi, Brasil
Ariuska Karla Barbosa Amorim, Brasil	Evangelina Ramírez Lara, México
Aurélio Pessôa Picanço, Brasil	Fabiana Passos, Brasil
Claudia Coutinho Nóbrega, Brasil	Fabiano Perin Gasparin, Brasil
Cleto Augusto Baratta Monteiro, Brasil	Facundo Iturmendi, Argentina
Cleverson Vitorio Andreoli, Brasil	Fernando Ferreira Carneiro, Brasil
Crispín Herrera Portugal, México	Flor de María Cuervo López, México
Darci Barnech Campani, Brasil	Francisco Cervantes Carrillo, México
David Ortega Gaucin, México	Gabriela Eleonora Moeller Chávez, México
DENISE SOARES, México	Gabriela Mantilla Morales, México
Ederaldo Godoy Junior, Brasil	Georgina Fernández Villagómez, México

La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2021 (1 de diciembre 2020-1 de diciembre 2021):

Germán Buitrón, México	José Wagner Alves Garrido, Brasil
Gerson dos Santos Lisboa, Brasil	Julian Carrillo Reyes, México
Gilson Barbosa Athayde Júnior, Brasil	Karla María Muñoz Páez, México
Gina Rizpah Besen, Brasil	Karol Karla García Aguirre, México
Giulliano Guimarães Silva, Brasil	Leonor Patricia Güereca Hernández, México
Gloria Moreno Rodríguez, México	Lidiane Kruschewsk, Brasil
Grasiele Soares Cavallinni, Brasil	Lucas A Salas, USA
Guillermo Quijano, México	Luis Amado Sánchez Alcalde, Perú
Hélio Rodrigues dos Santos, Brasil	Luiz Antonio Pimentel Cavalcanti, Brasil
Heloisa Beatriz Cordeiro Moreira, Brasil	Luiz Roberto Santos Moraes, Brasil
Idania Valdez Vazquez, México	Marcelo Mendes Pedroza, Brasil
Ignacio Monje R., México	Maria Cristina de Almeida Silva, Brasil
Iván Moreno Andrade, México	Maria do Carmo Martins Sobral, Brasil
Ivete Vasconcelos Lopes Ferreira, Brasil	Maria Gorethe de Sousa Lima Brito, Brasil
Izabelle Ferreira de Oliveira, Brasil	María Guadalupe Paredes Figueroa, México
Javiera Toledo Alarcón, Chile	María Isabel Fernández Parra, Cuba
Jean Carlos Machado Alves, Brasil	María Neftalí Rojas Valencia, México
Jhosané Pagés Díaz, Chile	Maria Patricia Sales Castro, Brasil
João José Hiluy Filho, Brasil	Melisa Soledad Olivelli, Argentina
Jocy Ana Paixão de Sousa, Brasil	Michael Barbosa Viana, Brasil
Joel Carlos Zukowski Junior, Brasil	Miguel Mansur Aisse, Brasil
José Carlos Alves Barroso Júnior, Brasil	Mirna Noemy Argueta Irías, Honduras
José Carlos de Souza, Brasil	Neyson Martins Mendonça, Brasil
José Francisco de Oliveira Júnior, Brasil	Oscar Armando Monroy Hermosillo, México

La Revista AIDIS Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica agradece a los siguientes revisores su valioso apoyo en el proceso de evaluación 2021 (1 de diciembre 2020-1 de diciembre 2021):

Oscar González Barceló, México
Pablo Heleno Sezerino, Brasil
Paola Poirrier, Chile
Quetzalcoatl Cruz Hernández Escobedo, México
Renata Mendes Luna, Brasil
Rita de Cássia Pompeu de Sousa, Brasil
Rodrigo Eduardo Córdoba, Brasil
Rodrigo González Valencia, México
Rogério Campos, Brasil
Ruth Gabriela Ulloa Mercado, México
Samuellson Lopes Cabral, Brasil
Selma Cristina da Silva, Brasil
Simón Gozález, México
Sofía E. Garrido Hoyos, México
Sonia Arriaga Garcia, México
Susana Kimura Hara, Canadá
Tania Volke Sepúlveda, México
Tiago Luis Gomes, Brasil
Ulises Olivares Pinto, México
Valderi Duarte Leite, Brasil
Vicente Rozas, España
Viviana Maria Zanta, Brasil