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.2022.15.1

Vol. 15, No. 1
6 de abril de 2022

ISSN 0718-378X

Editado por:

INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM



Autor: Camila de Almeida Porto.
Foto: Lagoas de estabilização, Estação de tratamento de esgoto Mangabeira, João Pessoa - 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

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

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.

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

ISSN
0718-378X

Coordinadora editorial y Secretaría técnica
Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Administrador de la plataforma (OJS)
Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

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

Ing. Hugo Esteban Leigue
Presidente de AIDIS

Dr. Guillemo Quijano
Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM.

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 Adminitração 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.

Iván Moreno Andrade
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 Acuaductos y Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo
Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Juriquilla, UNAM, México.

Prof. Rafael Bastos
Universidade Federal de Visiosa, 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
UNAM
Portal de revistas científicas y arbitradas de la UNAM

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
Vol. 15, No.1. Editorial
6 de abril de 2022

Editorial



Es todo un gusto presentar el primer número de 2022 de la *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. En este número, el trabajo titulado **METHANE PRODUCTION IN THE CO-DIGESTION OF LANDFILL LEACHATE WITH DOMESTIC SEWAGE AND THE METHANOGENIC ACTIVITY OF FULL-SCALE UASB REACTORS** ha sido reconocido como la Selección del Editor. Enhorabuena a los autores **Jéssica Aline Menezes Lima, Edinéia Lazarotto Formagini, Pedro Branco de Oliveira y Fernando J. Correa Magalhães Filho** de la Universidade Católica Dom Bosco, Brasil y de la Universidad Politécnica de Valencia, España.

Por otra parte, damos la bienvenida al Dr. Iván Moreno Andrade como nuevo integrante del Consejo Editorial. Agradecemos su compromiso y trabajo en la revista durante muchos años como revisor habitual, y ahora como parte del equipo editorial.

Guillermo Quijano
Editor en Jefe
Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.



El Dr. Moreno Andrade es biólogo por la Universidad Veracruzana (2000), obtuvo el doctorado en Ciencias Biológicas en la UNAM (2006) especializándose en el tratamiento biológico de aguas residuales. De 2007 a 2008 realizó una estancia postdoctoral en la Universidad de California-Berkeley, USA. Es Investigador Titular en la Unidad Académica Juriquilla-Querétaro del Instituto de Ingeniería de la UNAM. Entre las distinciones que ha recibido destacan el ser nombrado IWA Fellow por la International Water Association (IWA), el Premio "Weizmann- Kahn" de la Academia Mexicana de Ciencias, ha sido miembro del Committe Board del Programa Young Water Professionals y del grupo especialista en Digestión Anaerobia de la IWA, entre otros. Sus investigaciones se centran en el tratamiento y valorización de residuos (sólidos y líquidos) con un enfoque multidisciplinario. Actualmente trabaja en la producción de biocombustibles gaseosos (hidrógeno y metano) a partir de residuos sólidos orgánicos y el tratamiento biológico de aguas residuales.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

Vol. 15, No.1.
6 de abril de 2022

Tabla de Contenido

Vol. 15, No. 1

MERCÚRIO TOTAL EM DUAS ESPÉCIES DE PEIXE DO RESERVATÓRIO E ADJACÊNCIAS DE UMA USINA HIDROELÉTRICA NA AMAZÔNIA, PARÁ, BRASIL.
TOTAL MERCURY IN TWO SPECIES OF FISH IN THE RESERVOIR AND SURROUNDINGS OF A HYDROELECTRIC PLANT IN THE AMAZON, PARÁ, BRAZIL.

Julia de Souza Carvalho da Silva, Yuryanne Carvalho Pinto, Nathalia Prado Oliveira Parente, Rívolo de Jesus Barcelar, Débora Gomes Figueiredo, José Reinaldo Pacheco Peleja, Ynglea Georgina de Freitas Goch 1-17

GESTÃO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE JIJOCA DE JERICOACOARA, BRASIL/CE.
MANAGEMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE IN JIJOCA DE JERICOACOARA, BRAZIL/CE.

Bianca Freire, Andreza Santos, Ana Bárbara Nunes 1 18-35

INFLUÊNCIA DA FONTE PRIMÁRIA DE CARBONO E DE MACRONUTRIENTES NA REMOÇÃO DE ÍNDIGO CARMIM POR *Aspergillus Niger* EM REATOR DE ESCOAMENTO CONTÍNUO.
INFLUENCE OF THE PRIMARY SOURCE OF CARBON AND MACRONUTRIENTS ON THE REMOVAL OF INDIGO CARMINE BY Aspergillus Niger IN A CONTINUOUS FLOW REACTOR.

Carolina de Oliveira Marinho, Bárbara Chaves Aguiar Barbosa, Carlos Ronald Pessoa Wanderley, Glória Marinho, Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa 36-54

FILTRAÇÃO INVERSA EM MARGEM APLICADA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE AMBIENTES AQUÁTICOS LÊNTICOS: AVALIAÇÃO DA DISTÂNCIA DE FILTRAÇÃO NO DESEMPENHO DE TRATAMENTO.
OPTIMIZATIO REVERSE FILTRATION IN THE MARGIN APPLIED FOR WATER TREATMENT OF LACTIC AQUATIC ENVIRONMENTS: EVALUATION OF THE DISTANCE OF FILTRATION IN THE TREATMENT PERFORMANCE.

Sergio Luiz Belló, Mauricio Luiz Sens, Thyara Campos Martins Nonato, Augusto de Oliveira Neto 55-66

APLICAÇÃO DO CURVE NUMBER COMO FORMA DE AVALIAR OS IMPACTOS NAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA PEQUENA BACIA SEMIÁRIDA.
APLICAÇÃO DO CURVE NUMBER COMO FORMA DE AVALIAR OS IMPACTOS NAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA PEQUENA BACIA SEMIÁRIDA.

Maria de Jesus Delmiro Rocha, Jefferson Hannover Faustino Magalhães, Cleiton da Silva Silveira 67-85

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

Vol. 15, No.1.
6 de abril de 2022

LINER PARA IMPERMEABILIZAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO.
UTILIZATION OF CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE AS ALTERNATIVE LANDFILL LINER.
Marcelo Oliveira Caetano, Tiago Emanuel de Sá Schuck, David Lamberti Diehl Camacho, Luciana Paulo Gomes 86-109

CONSTITUENTS OF THE CONSTRUCTED WETLANDS WITH VERTICAL SUBSURFACE FLOW FOR WASTEWATER TREATMENT: A REVIEW.
Victória Maura Silva Bermúdez, Glória Maria Marinho Silva, Francisca Soares de Araújo, Lígia Queiroz Matias, Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa 110-138

ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE INDICADORES QUE INFLUENCIAM A TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.
BEHAVIORAL ANALYSIS OF INDICATORS THAT INFLUENCE THE TOXICITY OF LEACHATE IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID LANDFILL.
Naiara Angelo Gomes, Elisângela Maria da Silva, Libânia da Silva Ribeiro, Márcio Camargo de Melo, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro 139-153

INCORPORATION OF TANNERY WASTE AND SUGARCANE BAGASSE ASH IN SOIL–CEMENT BRICKS.
Victória D'Oliveira de Araújo, Vinicius Alves Martins, Priscila Sabioni Cavalheri, Leandro Honório, Priscila de Morais Lima, * Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho 154-171

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO LIXÃO DO IGUAÍBA, PAÇO DO LUMIAR/MA.
ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF IGUAÍBA DUMP, PAÇO DO LUMIAR/MA.
Débora Danna Soares da Silva, Pablo Seixas da Silva França, Jeferson Botelho Rodrigues, Layse Lorena Neves Sales 172-184

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO COMEMORAÇÃO, SITUADO NA BACIA AMAZÔNICA
CHARACTERIZATION OF THE COMEMORAÇÃO RIVER, SITUATED IN THE AMAZÔNICA BASIN.
Calina Grazielli Dias Barros, Ranieli dos Anjos de Souza, Ana Lúcia Denardin da Rosa 185-200

ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA PARA O APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NO ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL.
ANALYSIS OF WATER AVAILABILITY FOR THE USE OF RAIN WATER IN THE STATE OF MARANHÃO, BRAZIL.
Ellen Soares Ferreira Marques, Mariane Furtado Gonçalves, Claudio José Cavalcante Blanco, Josias da Silva Cruz 201-216

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

Vol. 15, No.1.
6 de abril de 2022

ACOUSTIC PERFORMANCE OF SUBFLOORS PRODUCED WITH RICE HUSK AND DIFFERENT COATINGS.

Bruna Machado Costa, Rafael Ferreira Heissler, Henrique Santos Labres, Marco Aurélio Stumpf González, Bernardo Fonseca Tutikian 217-230

INDICADOR DE SALUBRIDADE AMBIENTAL APLICADO A UM MUNICÍPIO DO SERTÃO PARAIBANO. ESTUDO DE CASO: CAJAZEIRINHAS/PB – BRASIL.
ENVIRONMENTAL SALUBRITY INDICATOR APPLIED TO A CITY IN THE HINTERLAND OF PARAÍBA. CASE STUDY: CAJAZEIRINHAS/PB – BRAZIL.

Rayanne Maria Galdino Silva, Claudia Coutinho Nóbrega, Ana Cecília Novaes de Sá, Graziela Pinto Freitas, Priscilla Gomes Barbosa 231-244

USO DE BIOINDICADORES COMO AUXÍLIO NO MONITORAMENTO DE RIOS COM PRESENÇA DE DEJETOS DE ANIMAIS: REVISÃO DE LITERATURA.
THE USE OF BIOINDICATORS AS AN AID IN MONITORING RIVERS WITH THE PRESENCE OF ANIMAL WASTES: A LITERATURE REVIEW.

Milla Gomes Albuquerque, Shara Sonally Oliveira de Sousa, Valmir Cristiano Marques de Arruda, Soraya Giovanetti El-Deir 245-257

PROJEÇÕES DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE AS BACIAS DO HIDROSSISTEMA JAGUARIBE, CEARÁ, BRASIL, UTILIZANDO INFORMAÇÕES DO CORDEX DO MODELO CLIMÁTICO REGIONAL RCA4.
PROJECTIONS OF CLIMATE CHANGE IMPACTS ON THE JAGUARIBE HIDROSYSTEM BASINS, CEARÁ, BRAZIL, USING INFORMATION FROM THE CORDEX REGIONAL CLIMATE MODEL RCA4.

Greicy Kelly da Silva, Cleiton da Silva Silveira, Marx Vinicius Maciel da Silva, Antônio Duarte Marcos Júnior, Carlos Eduardo Sousa Lima 258-281

APROXIMACIÓN AL RIESGO DE CÁNCER POR EXPOSICIÓN DÉRMICA AL CLOROFORMO DURANTE EL BAÑO. CASO DE ESTUDIO EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ – COLOMBIA.
EVALUATION OF THE RISK OF DERMAL CANCER BY EXPOSURE TO CHLOROFORM DURING THE BATHING PERIOD. CASE STUDY IN THE CITY OF BOGOTÁ – COLOMBIA.

David Ramírez Cardona, Marcela Núñez Lemus, Manuel Salvador Rodríguez Susa 282-298

AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO HIDROGEOQUÍMICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE POÇOS PROFUNDOS SITUADOS NO MUNICÍPIO DE CAUCAIA – CE E SUAS LIMITAÇÕES DE USOS.
EVALUATION OF THE HYDROGEOCHEMICAL COMPOSITION OF UNDERGROUND WATERS OF DEEP WELLS LOCATED IN THE MUNICIPALITY OF CAUCAIA -CE AND ITS USE LIMITATIONS.

Wesllen Melo da Costa, Ronaldo Ferreira do Nascimento, Fernando José Araújo da Silva 299-310

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

Vol. 15, No.1.
6 de abril de 2022

METHANE PRODUCTION IN THE CO-DIGESTION OF LANDFILL LEACHATE WITH DOMESTIC SEWAGE AND THE METHANOGENIC ACTIVITY OF FULL-SCALE UASB REACTORS.

Selección del Editor

Jéssica Aline Menezes Lima, Edinéia Lazarotto Formagini, Pedro Branco de Oliveira, Fernando J. Correa Magalhães Filho 311-325

ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA FACULTATIVA: CONDIÇÕES OPERACIONAIS E QUALIDADE DO PERMEADO.
ULTRAFILTRATION IN THE POST TREATMENT OF STABILIZATION LAGOON EFFLUENT: OPERATIONAL CONDITIONS AND PERMEATE QUALITY.

Camila de Almeida Porto, Elda Karoline Videres Ferraz, Elisângela Maria Rodrigues Rocha, Gilson Barbosa Athayde Junior 326-343

PROPOSTAS DE COMBINAÇÕES DE MACRÓFITAS PARA USO EM WETLAND CONSTRUÍDOS A PARTIR DE MODELOS NATURAIS DE LAGOAS RASAS.
PROPOSALS OF MACROPHYTS COMBINATIONS FOR USE IN CONSTRUCTED WETLAND FROM NATURAL MODELS OF SHALLOW LAKES.

Victória Bermúdez, Helena Becker, Kelly Rodrigues, Lígia Matias 344-363

MANAGEMENT OF NATURAL RESOURCES FROM NEXUS PERSPECTIVE: CASE OF STUDY IN CEARA, BRAZIL.

Bárbara Viana Bezerra, Samiria Maria Oliveira Silva 364-383

COLETA SELETIVA SOLIDÁRIA: UMA PROPOSTA PARA O CENTRO NACIONAL DE PRIMATAS DO BRASIL.
SOLIDARY SELECTIVE COLLECTION: A PROPOSAL FOR THE NATIONAL PRIMATE CENTER OF BRAZIL.

Marcello Ádamis Andrade, Risete Maria Queiroz Leão Braga, Potira Fernandes Silva, Ana Karolyna Ferreira Pereira, Juliana Belmiro Gonçalves 384-404

INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO C:N E DA UMIDADE DO SUBSTRATO NO PROCESSO DE BIOMETANIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS.
INFLUENCE OF C:N RATIO AND HUMIDITY OF THE SUBSTRATE ON THE BIOMETHANIZATION PROCESS OF ORGANIC SOLID WASTE.

Graziela Pinto de Freitas, Gilson Barbosa Athayde Júnior, Mariana Moreira de Oliveira 405-428

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO MANANCIAL DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DO MUNICÍPIO DE JI-PARANÁ-RO E SUA RELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO URUPÁ.
EVALUATION OF WATER QUALITY OF THE MANANTIAL OF PUBLIC WATER SUPPLY OF JI-PARANÁ-RO AND ITS RELATION TO THE USE AND OCCUPATION OF THE SOIL OF THE URUPÁ RIVER BASIN.

Geniane Trindade Ribeiro, Naara Ferreira Carvalho de Souza, Guilherme Bessa Bianchi, Beatriz Machado Gomes, Nara Luísa Reis de Andrade 429-447

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

Vol. 15, No.1.
6 de abril de 2022

ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO INSTRUMENTO DA COBRANÇA PELA ÁGUA BRUTA NAS BACIAS CEARENSES: UMA APLICAÇÃO DA FRONTEIRA INVERTIDA EM ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS.
EFFICIENCY ANALYSIS OF THE RAW WATER CHARGING INSTRUMENT IN CEARÁ BASINS: AN APPLICATION OF INVERTED BORDER IN DATA ENVELOPMENT ANALYSIS.

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues, Marisete Dantas de Aquino, Antônio Clécio Fontelles Thomaz, Silvia Helena Dantas de Lima, Rejane Felix Pereira 448-464

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE INFORMAÇÃO WEB PARA QUANTIFICAÇÃO DA ARBORIZAÇÃO URBANA.
DEVELOPMENT OF A WEB INFORMATION SYSTEM FOR QUANTIFICATION OF URBAN ARBORIZATION.

André Luis Gobbi Primo, Marcelo Luis Murari, Luciana Rezende Alves de Oliveira 465-487

OBTENÇÃO DE PARÂMETROS PARA DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE SECAGEM NATURAL DO LODO DE ETA EM ESTUFA PILOTO.
OBTAINING PARAMETERS IN NATURAL SLUDGE DRYING SYSTEM DIMENTIONING WST USING A PILOT GREEN HOUSE.

Matheus Marques Simões, Luciano Farias de Novaes, Gustavo Almeida Frata 488-507

OCORRÊNCIA, DETECÇÃO E ROTA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM CONTAMINAÇÃO POR DROGAS ILÍCITAS NO BRASIL: UMA REVISÃO DA LITERATURA.
OCCURRENCE, DETECTION AND ROUTE OF TREATMENT OF EFFLUENTS WITH ILLICIT DRUG CONTAMINATION IN BRAZIL: A LITERATURE REVIEW.

Marina Teixeira Cunha Frias, Marcos Paulo Gomes Mol 508-516

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DOS DEJETOS DA PECUÁRIA NO ÂMBITO RURAL: UMA REVISÃO DE LITERATURA.
SOCIO-ENVIRONMENTAL IMPACTS OF LIVESTOCK WASTE IN THE RURAL SETTING: A LITERATURE REVIEW.

Milla Gomes Albuquerque, Shara Sonally Oliveira de Sousa, Valmir Cristiano Marques de Arruda, Soraya Giovanetti El-Deir 517-529

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

MERCÚRIO TOTAL EM DUAS ESPÉCIES DE PEIXE DO RESERVATÓRIO E ADJACÊNCIAS DE UMA USINA HIDROELÉTRICA NA AMAZÔNIA, PARÁ, BRASIL

* Julia de Souza Carvalho da Silva [1]
Yuryanne Carvalho Pinto [1]
Nathalia Prado Oliveira Parente [1]
Rívolo de Jesus Barcelar [1]
Débora Gomes Figueiredo [1]
José Reinaldo Pacheco Peleja [1]
Ynglea Georgina de Freitas Goch [1]

TOTAL MERCURY IN TWO SPECIES OF FISH IN THE RESERVOIR AND SURROUNDINGS OF A HYDROELECTRIC PLANT IN THE AMAZON, PARÁ, BRAZIL

Recibido el 25 de febrero de 2020. Aceptado el 3 de febrero de 2021

Abstract

Total Mercury (HgT) concentrations were analyzed in *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) and Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794), occurring in periods of high and low water and in different environments of the Curuá-Una HPP (Hydroelectric Power Plant). The collections were carried out in March and November 2017, in three environments (reservoir, river system upstream of the reservoir and river system downstream of the reservoir). Posteriorly, tissue samples from the dorsal part were solubilized with HNO3 and HCl to determine the HgT concentration by Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. The average concentrations of HgT for the species *S. rhombeus* (318.33±236.82 ng.g^{-1}), were significantly higher (p= 0.000) when compared with the concentrations for *H. unimaculatus* (113.76±79.97 ng.g^{-1}). Significant differences (p= 0.000) were detected between HgT concentrations for *H. unimaculatus* between periods of high (143.51±79.18 ng.g^{-1}) and low water (69.06±45.26 ng.g^{-1}), for *S. rhombeus*, avarage concentrations of HgT were also observed significantly higher (p= 0.014) in the high water period (395.69±226.95 ng.g^{-1}). The average concentrations of HgT for the species *H. unimaculatus* were significantly different (p= 0.002) throughout the collection environments, with the highest concentrations for the samples collected in the reservoir (150.24±96.26 ng.g^{-1}). For the specimens of *S. rhombeus*, the highest concentrations were recorded upstream of the reservoir (377.98±245.51 ng.g^{-1}), differing significantly (p= 0.010) from the concentrations found for samples collected in the downstream river system (168.53±60.77 ng.g^{-1}). In addition to highlighting the biomagnification process, this work suggests that the concentrations of HgT found are being influenced by the supply of allochthonous HgT, made available from the soil to the aquatic environment through anthropic actions, such as deforestation.

Keywords: biomagnification, eating habit, heavy metal.

[1] Laboratório de Biologia Ambiental, Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas, Universidade Federal do Oeste do Pará, Brasil.
* *Autor correspondente:* Programa de Pós-graduação em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida, Universidade Federal do Oeste do Pará. Rua Vera Paz, s/n (Unidade Tapajós) Bairro Salé, Município de Santarém, Pará. Brasil. Email: juliascarvalho@hotmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Resumo

Foram analisadas as concentrações de mercúrio total (HgT) em *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) e *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas e em diferentes ambientes da UHE (Usina Hidroelétrica) de Curuá-Una. As coletas foram realizadas em março e novembro de 2017, em três ambientes (reservatório, sistema fluvial à montante do reservatório e sistema fluvial à jusante do reservatório). Posteriormente, amostras de tecido da parte dorsal foram solubilizadas com HNO_3 e HCl para determinação da concentração de HgT por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio. As concentrações médias de HgT para a espécie *S. rhombeus* (318.33±236.82 $ng.g^{-1}$), foram significativamente maiores (p= 0.000) quando comparadas com as concentrações para *H. unimaculatus* (113.76±79.97 $ng.g^{-1}$). Foram detectadas diferenças significativas (p= 0.000) entre as concentrações de HgT para *H. unimaculatus* entre os períodos de águas altas (143.51±79.18 $ng.g^{-1}$) e águas baixas (69.06±45.26 $ng.g^{-1}$), para *S. rhombeus* também foram observadas concentrações médias de HgT significativamente maiores (p= 0.014) no período de águas altas (395.69±226.95 $ng.g^{-1}$). As concentrações médias de HgT para a espécie *H. unimaculatus* foram significativamente diferentes (p= 0.002) ao longo dos ambientes de coleta, com as maiores concentrações para as amostras coletadas no reservatorio (150.24±96.26 $ng.g^{-1}$). Já para os espécimes de *S. rhombeus*, as maiores concentrações foram registradas à montante do reservatorio (377.98±245.51 $ng.g^{-1}$), se diferenciando significativamente (p= 0.010) das concentrações encontradas para as amostras coletadas no sistema fluvial à jusante (168.53±60.77 $ng.g^{-1}$). Além de evidenciar o processo de biomagnificação, este trabalho também sugere que as concentrações de HgT encontradas estão sendo influenciadas pelo aporte de HgT alóctone, disponibilizado do solo para o meio aquático através de ações antrópicas, como o desmatamento.

Palavras chave: biomagnificação, hábito alimentar, metal pesado.

Introdução

Apesar do consumo de peixe ser altamente recomendado em virtude dos importantes benefícios para a saúde do ser humano, este organismo, por outro lado, constitui-se como principal fonte de metilmercúrio (MeHg), sendo que esta exposição, segundo estudos a nível global, pode afetar o desenvolvimento neurocognitivo principalmente das crianças (Cardoso *et al*., 2010; FAO/WHO, 2010). Segundo Dias *et al.* (2008), cerca de 40 a 100% do mercúrio total em tecido muscular de peixes corresponde à sua forma orgânica deste metal, ou seja, MeHg.

Estima-se que, por ano, 2000 a 3000 toneladas de Hg são descarregadas no meio ambiente por todo o mundo, tendo esta emissão como principais fontes antrópicas: a queima de carvão, mineração do ouro, produção de metais não ferrosos e os efluentes industriais (Streets *et al*., 2011). No que diz respeito à poluição de ambientes aquáticos por metais, como o Hg; diversos estudos vêm sendo realizados (Oliveira, 2011; Onen, 2011; Akcali, 2011; Yohannes *et al*., 2013) em virtude do elevado risco de contaminação ambiental e danos à saúde humana (Lacerda, 2008).

Nesse sentido, a compreensão da dinâmica dos processos de transferência do meHg é inerente à acepção de três conceitos importantes, a saber: bioacumulação, bioconcentração e biomagnificação. A bioacumulação se refere a todas as rotas de exposição, ou seja, considera a

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

ingestão e a absorção. Já a bioconcentração denomina o processo de absorção realizado pelas superfícies respiratórias e dérmicas de um organismo, retendo, assim, a substância do ambiente aquático. Por fim, o processo de biomagnificação é definido como sendo a transferência de metilmercúrio ao longo dos níveis tróficos por ingestão direta dos alimentos, ocasionando a ocorrência de concentrações mais elevadas nos organismos se comparado à fonte alimentar (Costa *et al*., 2008).

No tocante à região amazônica, a garimpagem tem sido apontada como uma das principais fontes de Hg para atmosfera e ecossistemas aquáticos (FaiAL *et al*., 2005). No entanto, diversos estudos demonstraram que as atividades antrópicas não são as únicas responsáveis pelo mercúrio encontrado na região, mas que parte deste é originado de forma natural e que o desmatamento é o principal responsável pela sua disponibilização ao meio aquático (Roulet; Lucotte, 1995; Fadini e Jardim, 2001; Wasserman, Hacon e Wasserman, 2001; Wasserman, Hacon e Wasserman, 2003).

Além disso, estudos realizados por Vieira e Darwich (1999) no reservatório da UHE de Curuá-Una; Santarém-Pará demonstraram que a construção da barragem alterou no reservatório parâmetros físico-químicos com transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido gerando impactos para a biota aquática.

Segundo Kasper *et al*. (2012) e Kasper *et al*. (2014), a dinâmica quanto às rotas do Hg em reservatórios se caracteriza por possuir suas particularidades em virtude das mudanças físico-químicas sofridas por estes ambientes, sendo que uma das mudanças mais importantes oriunda da construção de represas sobre áreas florestadas na região amazônica está relacionada com a geração de condições peculiares quanto à concentração e distribuição de oxigênio nesses ambientes.

Além disso, estudos sobre o comportamento e mobilidade do MeHg em reservatórios, demonstram que as condições limnológicas na região do hipolímnio, em regime de anóxia, favorecem o processo de metilação durante o período seco, contribuindo dessa forma para entrada desse composto na cadeia trófica aquática (Canavan, Caldwell e Bloom, 2000; Kasper, *et al*. 2012). Porém, nos estudos de Kehrig *et al*. (2009), que avaliaram as concentrações de Hg em peixes de reservatório de Balbina, foi constatado que, além da influência de um ecossistema rico em matéria orgânica dissolvida sobre a acumulação de mercúrio e MeHg, o hábito alimentar dos peixes exerce grande influência nas concentrações de mercúrio nos tecidos destes organismos.

Desta forma, o presente estudo visou investigar as concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766) e *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), com ocorrência nos períodos de águas altas e águas baixas e em diferentes ambientes da UHE de Curuá-Una.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Material e métodos

O estudo foi realizado na Usina Hidroelétrica Sílvio Braga (mais conhecida como UHE de Curuá-Una), a qual foi inaugurada em 1977, sendo a primeira represa construída na Floresta Amazônica (Saré *et al*., 2004). Atualmente esta hidroelétrica é mantida e operada pela Eletronorte S/A e cobre uma área de 100 km^2, com capacidade de geração de 30MW, situa-se a 80 km ao sul da cidade de Santarém-Pará, no rio Curuá-Una; afluente da margem direita do rio Amazonas. A usina foi formada a partir do barramento do rio Curuá-Una (Figura 3) e, de acordo com Vieira (1982), a maior parte (57.4%) do reservatório está inserido na bacia deste, recebendo contribuição dos rios Moju (11.7%), Mojuí (4.4%), e Poraquê (3.2%), além de outros igarapés menores (2.9%), sendo que os principais afluentes do rio Curuá-Una (Moju e Mujuí) são classificados por Junk *et al*. (1981) como rios de águas claras.

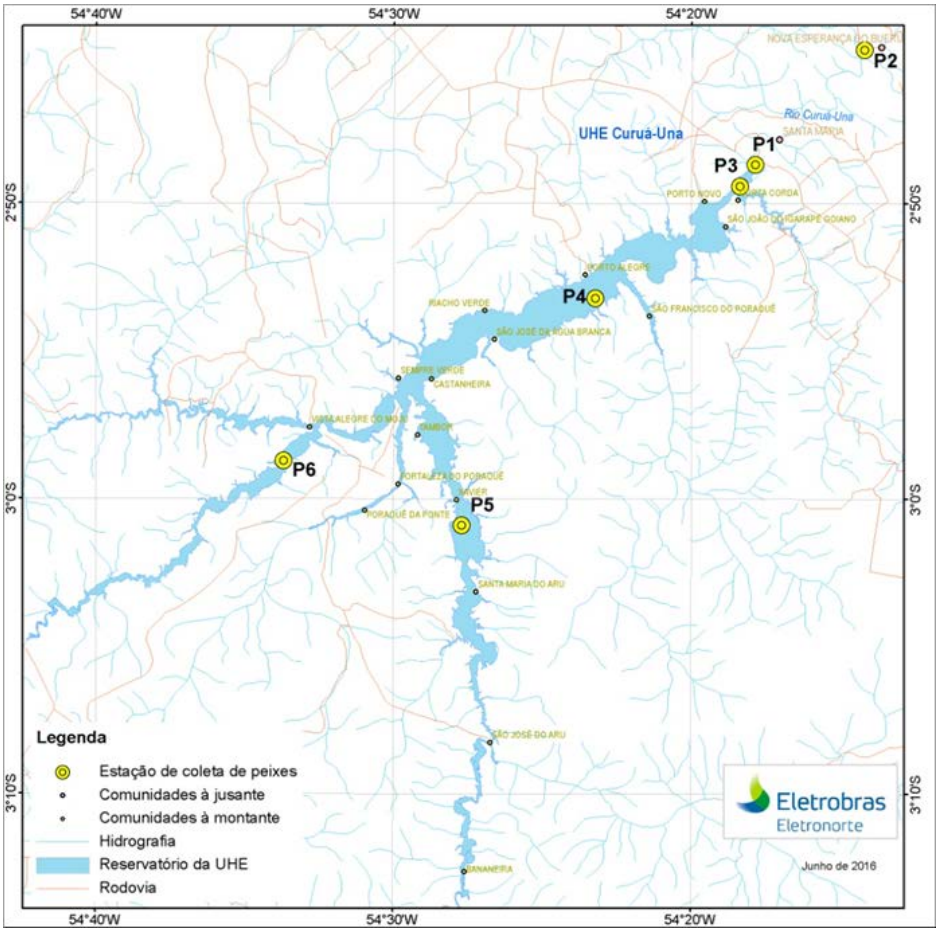


Figura 1. Localização dos pontos de coleta na UHE de Curuá-Una, Santarém, Pará (Fonte: Eletronorte, 2016).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

As coletas foram realizadas no ano de 2017, sendo uma efetuada em março correspondendo ao período de águas altas e outra em novembro, período de águas baixas. As coletas foram realizadas em 3 (três) trechos distintos dispostos entre as coordenadas de latitudes 03°54'55"S e 02°48'41.40"S, e longitudes 054°33"41.35"W e 054°14'11.43"W, sendo 2 pontos de coleta localizados em cada um dos três ambientes, a saber: sistema fluvial à jusante do reservatório (pontos 1 e 2), reservatório (pontos 3 e 4), e sistema fluvial à montante do reservatório (5 e 6) (Figura 1).

Métodos de Campo

Para a realização das coletas foram utilizados conjuntos de redes de emalhar, sendo cada um formado por 6 redes de diferentes tamanhos de malha (40, 60, 80, 100, 120 e 140 mm), com altura e comprimento de cada rede correspondendo a 3 m e 60 m respectivamente, totalizando um comprimento total de 360 m para cada conjunto.

O esforço de captura foi padronizado em ciclos de 12hs, com revisão das redes e despescas a cada 6 horas. A cada despesca, os indivíduos coletados foram devidamente identificados com a utilização de chaves de identificação (Queiroz *et al*., 2013) e auxílio de especialistas, pesados em balança de precisão para estimar o peso total (g) e medidos para obtenção do comprimento total (cm) e padrão (cm). Este procedimento foi realizado em local devidamente higienizado para evitar contaminação das amostras. Posteriormente, foi coletada uma amostra de tecido da parte dorsal retirada sem pele e sem espinha (Figura 5), e colocadas em recipientes plásticos devidamente limpos e posteriormente levados para o Laboratório de Biologia Ambiental, do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da UFOPA.

Biologia das Espécies Estudadas

Vieira (1982) estudando os peixes de Curuá-Una, observou que o principal item encontrado com relativa freqüência no conteúdo estomacal de *Serrasalmus rhombeus* (Linnaeus, 1766**)** era peixes, caracterizando esta espécie como piscívora. Semelhantemente, Silva (2006) classificou a espécie como piscívora na maioria das estações de coleta em estudos na UHE de Balbina. Estes estudos corroboram com Figueiredo (dados não publicados), que encontrou com considerável frequência peixes no conteúdo estomacal dos mesmos espécimes de *S. rhombeus* utilizados no presente trabalho.

Em relação à espécie *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794), Silva *et al.* (2008) estudando a dieta de hemiodontídeos na área de influência da UHE de Balbina, verificou que a maioria dos espécimes de *H. unimaculatus* consumiram detritos e algas filamentosas, sendo classificada como algívora/detritívora. Complementarmente a isso, nos estudos de Figueiredo (2018), a qual analisou os mesmos espécimes de *H. unimaculatus* do presente estudo, essa espécie foi considerada como algívora nos trechos à montante do barramento e detritívora no sistema fluvial à jusante do barramento, tendo sua dieta composta principalmente por algas e detritos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Métodos de Laboratório

A metodologia para determinação dos teores de Hg total nos espécimes consistiu em pesar entre 15 a 45 mg de peso úmido (do músculo do peixe) da amostra em duplicata em tubos de ensaio, adicionando-se 3 ml de HNO_3 concentrado e 300 µl de HCl 6N agitando-os para através de uma placa aquecedora a uma temperatura de 121 °C proceder durante 4h a digestão da amostra. Após o processo de digestão, diluiu-se as amostras com água grau reagente até um volume final de 9 ml, e posteriormente injetou-se 0.1 ml das amostras em duplicatas para assim proceder-se a leitura por Espectrometria de Fluorescência Atômica a Vapor Frio (CVAFS), segundo Pichet *et al*. (1999).

A reprodutibilidade do método foi determinada por leitura das amostras em duplicatas com um desvio aceitável de 10%, sendo o limite de detecção do aparelho de 75 picogramas de Hg. Para minimizar o erro analítico, toda vidraria utilizada no laboratório, foi mantida em solução de HCl 10% por um período de 24 horas, e depois lavada com água destilada e seca em estufa à temperatura de 350 °C.

E como forma de verificar a confiabilidade dos resultados, assim como a confiança do método analítico, foram realizados testes de calibração utilizando-se amostras de padrões internacionais (dorm-3: fish protein certified reference material for trace metals do nacional research council of canadá) referente a tecido de peixe, resultando em uma reprodução de valores confiáveis em relação aos valores especificados.

As análises das amostras foram todas realizadas no laboratório de Biologia Ambiental, do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da Universidade Federal do Oeste do Pará.

Análise Estatística

Os testes de Shapiro-Wilk e de Kolmogorov-Smirnov utilizados para verificar a normalidade dos dados detectaram que estes não são paramétricos. Dessa forma, para verificar possíveis diferenças nas concentrações médias de HgT entre as duas espécies, em virtude da diferença do hábito alimentar optou-se pelo teste Mann-Whitney, sendo este mesmo teste realizado para testar as diferenças das médias de concentrações de HgT nas amostras de peixes entre os diferentes períodos de coleta (águas altas e águas baixas). Enquanto que para verificar as variações espaciais das concentrações médias de HgT para ambas as espécies entre os trechos de coleta recorreu-se ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, o qual detecta a existência de diferenças significativas e o grau de significância entre as variáveis estudadas. Os dados foram analisados com o auxílio do *software* STATISTICA 7.0.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Resultados

Durante o período de estudo foram coletados 179 indivíduos, sendo 74 (41.34%) correspondentes à espécie *Hemiodus unimaculatus* e 105 (58.66%) referente à espécie *Serrasalmus rhombeus*.

No que diz respeito à medição dos dados biométricos, a espécie *Hemiodus unimaculatus* apresentou como médias para comprimento total, comprimento padrão e peso mínimos, respectivamente: 18.22±1.50 cm, 15.05±1.37 cm e 58.26±21.41 g. Já a espécie *Serrasalmus rhombeus* obteve medidas relativamente maiores de comprimento total (19.28±6.23 cm), comprimento padrão (16.48±5.71 cm) e peso (216.79±242.51 g).

Em relação às concentrações de HgT entre as duas espécies de hábitos alimentares distintos, verificou-se que as concentrações para a espécie *S. rhombeus*, com média de 318.33±236.82 $ng.g^{-1}$, foram significativamente maiores (U=1359.00; p=0.000) quando comparadas com as concentrações *H. unimaculatus*, perfazendo concentração média de 113.76±79.97 $ng.g^{-1}$ (Figura 2).

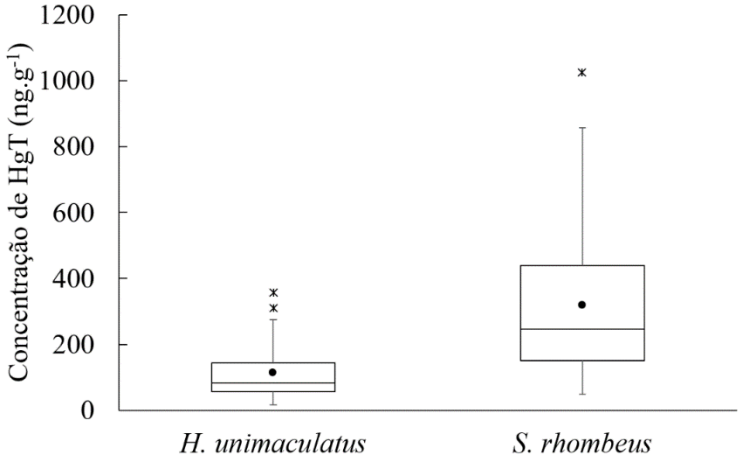


Figura 2. Box plot das concentrações médias de HgT para as espécies *Hemiodus unimaculatus* e *Serrasalmus rhombeus* coletadas na UHE de Curuá-Una, Santarém, Pará.

No que diz respeito aos períodos de coleta, foram coletados 42 (56.76%) indivíduos no período de águas altas e 32 (43.24%) no período de águas baixas correspondentes à *H. unimaculatus*. As concentrações de HgT para esta espécie se diferenciaram significativamente (U= 231; p=0.000) entre os períodos de coleta, sendo registradas médias mais elevadas no período de águas altas (143.51±79.18 $ng.g^{-1}$) em relação ao período de águas baixas, que obteve concentração média de 69.06±45.26 $ng.g^{-1}$ (Figura 3-A).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

No período de águas altas foram verificados apenas 22 (20.95%) espécimes de *S. rhombeus*, e 83 (79.05%) no período de águas baixas. Já em relação às variações nas concentrações de HgT ao longo dos períodos de coleta para esta espécie, também foi observado que o período de águas altas, com média 395.69±226.95 ng.g^{-1}, apresentou concentrações significativamente (U= 604; p=0.014) maiores, quando comparadas com as concentrações do período de águas baixas, com valor médio de 287.82±215.87 ng.g^{-1} (Figura 3-B).

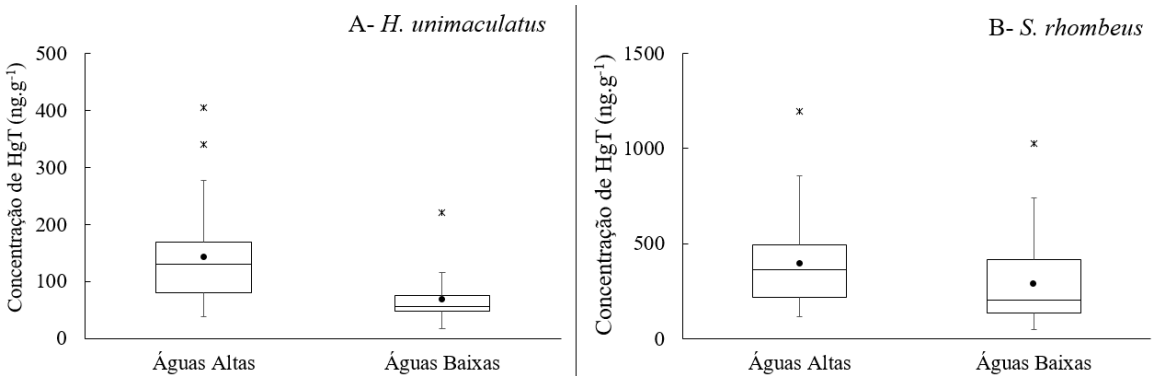


Figura 3. Box plot das concentrações médias de HgT para as espécies *H. unimaculatus* (A) e *S. rhombeus* (B) nos períodos de coletas realizadas na UHE de Curuá-Una, Pará.

No que se refere aos ambientes de coleta, foram capturados 24, 34 e 16 espécimes de *H. unimaculatus* no sistema fluvial à jusante, no reservatório e no sistema fluvial à montante, respectivamente. As concentrações médias de HgT para esta espécie foram significativamente (H= 12.82; p= 0.002) diferentes ao longo dos ambientes de coleta, sendo que as maiores concentrações observadas nos indivíduos coletados no reservatório (150.24±96.26 ng.g^{-1}) foram significativamente maiores (p=0.001) do que as concentrações médias registradas nas amostras obtidas do sistema fluvial à jusante (61.98±27.18 ng.g^{-1}), mas não se diferenciaram das médias para os sistema fluvial à montante (120.08±86.50 ng.g^{-1}) (Figura 4-A).

Já para a espécie *S. rhombeus* foram contabilizados 13, 70 e 21 indivíduos no sistema fluvial à jusante, no reservatório e no sistema fluvial à montante, respectivamente. Também foram detectadas diferenças significativas (H= 8.41; p= 0.020) nas concentrações médias dos espécimes de *S. rhombeus*, mas neste caso as maiores concentrações foram encontradas no sistema fluvial à montante (377.98±245.51 ng.g^{-1}). Este trecho, por sua vez, se diferenciou significativamente (p=0.010) das concentrações das amostras do sistema fluvial à jusante (168.53±60.77 ng.g^{-1}), porém não se diferenciou das concentrações encontradas no reservatório (296.33±209.78 ng.g^{-1}) (Figura 4-B).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

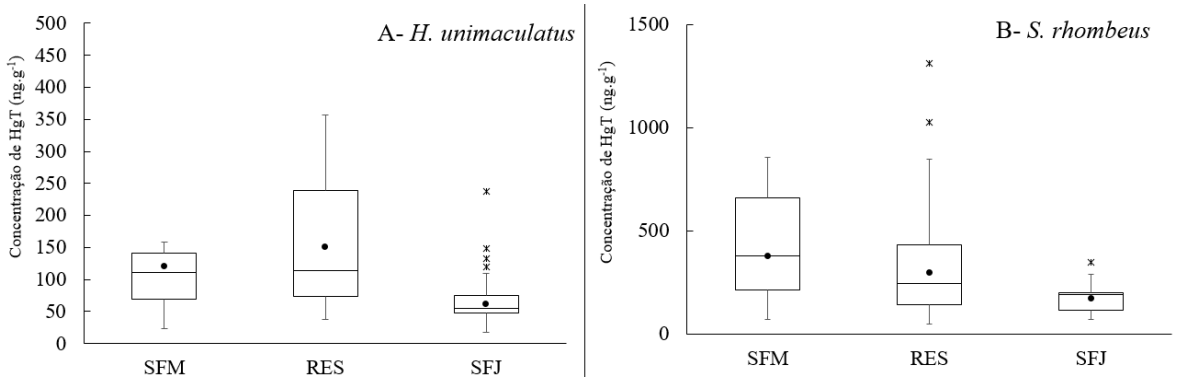


Figura 4. Box plot das concentrações médias de HgT para as espécies *H. unimaculatus* (A) e *S. rhombeus* (B) ao longo dos ambientes de coletas. *SFM= Sistema fluvial à montante; RES= Reservatório e SFJ= Sistema fluvial à jusante da UHE de Curuá-Una.

Discussão

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) estabelece o limite máximo de concentração tolerável de Hg nos tecidos musculares de peixes de 500 $ng.g^{-1}$ para espécies não predadoras, enquanto para espécies predadoras, esse número é de 1000 $ng.g^{-1}$. Neste estudo, a concentração média de HgT para as espécies estudadas não ultrapassou os limites determinados pela ANVISA.

No entanto, três amostras de *S. rhombeus* apresentaram concentrações de Hg superiores ao estabelecido pela ANVISA. Beltran-Pedreiros *et al*. (2011), observaram que a maioria dos peixes amostrados, do lago Grande de Manacapuru, obtiveram níveis de Hg acima do limite permitido para consumo humano, e recomendaram que o consumo, principalmente de peixes predadores que apresentaram concentrações consideráveis de Hg, entre crianças e gestantes seja restrito.

As concentrações médias significativamente maiores nas amostras de *S. rhombeus* em relação à *H. unimaculatus* corroboram com os resultados encontrados por Kasper *et al*. (2012), os quais analisaram amostras de músculos de peixes das mesmas espécies analisadas neste trabalho provenientes de áreas à montante e jusante do Reservatório da UHE de Samuel (Ro) e encontraram valores mais elevados de HgT para a espécie de maior categoria trófica, ou seja, *S. rhombeus*.

Vários autores confirmaram esta influência do hábito alimentar nos níveis de Hg em peixes e evidenciaram o processo de biomagnificação, que se caracteriza quando as concentrações de Hg no tecido muscular são proporcionais à categoria trófica, ou seja, quanto maior o nível trófico, maior a concentração de Hg. (Beltran-Pedreiros *et al.*, 2011; Castro *et al*., 2016; Soares *et al*., 2016).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Além da dieta dos peixes, as medidas biométricas (comprimento total, comprimento padrão e peso) podem ter influenciado os maiores valores de HgT nas espécies amostradas, conforme Soares *et al*. (2016), que observaram correlação linear positiva de Hg em relação ao comprimento padrão e peso tanto para *S. rhombeus* quanto para uma espécie de hemiodontídeo (*H. imaculatus*) em estudo realizado na bacia do rio Negro.

Apesar do nível fluviométrico na área de influência da UHE de Curuá-Una ser controlado de forma artificial, neste estudo as concentrações de HgT variaram significativamente entre os períodos, sendo as maiores concentrações de HgT registradas no período de águas altas para as duas espécies avaliadas, confirmando a influência da profundidade na dinâmica do mercúrio, uma vez que o processo de metilação é favorecido neste período devido às condições de hipoliminação anóxica (Brito *et al*., 2017; Kasper *et al*., 2014).

O hábito alimentar dos espécimes de *H. unimaculatus* analisados neste estudo (algívoro/detritívoro) deve ser levado em consideração para interpretação destes resultados, uma vez que Nascimento *et* al. (2009), estudando o comportamento do mercúrio na comunidade planctônica do reservatório da UHE de Samuel (RO), verificou maior densidade de fitoplâncton nos meses de maior precipitação pluviométrica. Dessa forma, a maior possibilidade de bioacumulação de HgT em virtude da maior quantidade de alimento disponível no período de águas altas pode estar associado às maiores concentrações de HgT para a espécie *H. unimaculatus* neste período.

As consideráveis variações de Hg no plâncton em função do aumento do nível da água na Amazônia foram reportadas por Peleja (2002) em estudos nos rios Negro e Tapajós, que identificou que as variações na concentração de Hg nestes organismos eram mais elevadas no período de águas altas. Nesse sentido, Nascimento *et al*. (2009), atribuiu as maiores concentrações de HgT no plâncton no período de águas altas à entrada de água e, consequente, suspensão e carreamento de partículas para coluna d'água. Este fato pode estar associado com as elevadas concentrações de HgT em *S. rhombeus* no mesmo período registradas neste estudo, uma vez que ao entrar no sistema aquático este elemento tende a bioacumular ao longo dos níveis tróficos, refletindo as variações em espécies topo de cadeia, como é o caso de *S. rhombeus*.

Além disso, diversos estudos detectaram maiores níveis de Hg na biota à jusante de reservatórios na Amazônia (Malm *et al*., 2004; Palermo *et al*., 2004; Dominique *et al*., 2007; Kasper *et al*., 2012; Kasper *et al*., 2014), e foi apontado como possível causa o favorecimento da metilação e liberação de MeHg nas águas à jusante do reservatório por meio de condições limnológicas deste ambiente, resultando em altos níveis de Hg na biota neste trecho.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Neste estudo, no entanto, foram encontrados valores menores no sistema fluvial à jusante do reservatório tanto para *S. rhombeus* como para *H. unimaculatus*. Este fato pode estar indicando que as concentrações de HgT nos peixes coletados não estão sendo influenciadas somente pelas variáveis físico-químicas locais, mas sim pelo aporte de HgT alóctone, disponibilizado do solo para o meio aquático através de ações antrópicas, como o desmatamento.

A maior concentração média de HgT em *H. unimaculatus* no reservatório confirma a importância dos ambientes de reservatórios no que diz respeito à metilação e aumento da biodisponibilidade deste metal, pois Lacerda & Malm (2008) afirmam que este processo é favorecido em ambientes aquáticos anóxicos ou subóxicos, levemente ácidos, com concentrações elevadas de matéria orgânica dissolvida, além de atividade microbiológica intensa, características estas que são frequentemente encontradas em reservatórios de hidroelétricas.

Em contrapartida, as elevadas concentrações de HgT nas amostras de *S. rhombeus* coletadas no sistema fluvial à montante do reservatório, sugerem que outros fatores estão influenciando na mobilização do mercúrio na região estudada. Alguns estudos indicam que a queima da biomassa da floresta amazônica se apresenta como importante via de liberação de mercúrio para a atmosfera da região (Artaxo *et al*., 2000; Cordeiro *et al*., 2002; Peleja, 2005) e, consequentemente, para o meio aquático.

Além da queima, outros diversos tipos de uso do solo comuns na colonização de regiões ribeirinhas, como construção de estradas, desmatamento para cultivo e criação de gado, exploração madeireira etc; podem causar e/ou intensificar o processo de erosão que, segundo Roulet *et al*. (1998), contribui para a descarga de Hg em ambientes aquáticos. Partindo desta hipótese, as intensas chuvas na região amazônica podem ser citadas como um meio propulsor no carreamento de partículas de solo erodido até os corpos hídricos.

Nesse sentido, os altos teores de HgT encontrados nas amostras de *S. rhombeus* no sistema fluvial à montante do reservatório podem estar vinculados às práticas de uso do solo que intervém no ambiente através do desmatamento em regiões próximas a este ambiente de coleta, como é o caso do município de Mojuí dos Campos, localizado na região à montante do reservatório. Segundo Pires (2015), a região onde está situado o município de Mojuí dos Campos é caracterizada por conter extensas áreas destinadas à plantação de soja. Além disso, nos últimos anos as áreas antropizadas e de solo expostos tem predominado em algumas regiões deste município (Andrade, Corrêa E Coêlho, 2016).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Conclusões

Apenas 2.87% dos espécimes de *Serrasalmus rhombeus* analisados apresentaram concentrações de HgT acima do valor máximo permitido pela ANVISA e nenhuma amostra de *Hemiodus unimaculatus* ultrapassou este limite.

As elevadas concentrações de HgT em *Serrasalmus rhombeus* comparadas com as concentrações para *Hemiodus unimaculatus* evidenciaram a importância do hábito alimentar no processo de biomagnificação nos peixes coletados do interior e entorno do reservatório da UHE de Curuá-Una.

Entre os períodos analisados, o período de águas altas demonstrou elevada importância/influência no que diz respeito à entrada de mercúrio na região estudada.

As menores concentrações de HgT nos peixes coletados no sistema fluvial à jusante sugerem que outros fatores estão influenciando na mobilização do mercúrio na região estudada, como o desmatamento ocorrido para diferentes usos do solo que ocorrem na região à montante do sistema fluvial em estudo.

Referências

Akcali, I., Kucuksezgin, F. A (2011) Biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean Coastal áreas. *Marine Pollution Bulletin*, **62 (**3), 637-45. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.021

Almeida, R.D., Bernardi, J.V.E., Oliveira, R.C., Carvalho, D.P.D., Manzatto, A.G., Lacerda, L.D.D., Bastos, W.R. (2014) Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, **44**(1), 99-106.

Anderson, M.R., Scruton, D.A., Williams, U.P., Payne, J.F. (1995) Mercury in fish in the Smallwood Reservoir, Labrador, twenty one years after impoundment. *Water, air and soil pollution*, **80**(1). http://dx.doi.org/10.1007/BF01189746

Andrade, S.C.P., Correa, J.A.J., Coêlho, A.R. (2016) Análise da Cobertura Vegetal e da Produção Agrícola do Município de Mojuí dos Campos-PA, *IV Simpósio Internacional de Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia*, ISSN: 2178-3500, Manaus, AM.

Arantes, I.A., Pinto, M.T.C., Mangabeira, P.A., Grenier Loustalot, M.F., Veado, M.A.R.V., Oliveira, A.H. (2009) Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, **156**(1), 119-130. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0468-2

Artaxo, P., Calixto De Campos, R., Fernandez, E.T., Martins, J.V., Xiao, Z.; Lindqvist, O., Fernandez-Jimenez, M.T., Maenhaut, W. (2000) Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. *Atmospheric Environment*, **34**(24), 2000, 4085 – 4096. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00106-0

Azevedo, F.A. 2003 *Toxicologia do mercúrio*. 1 ed. Ed. Rima InterTox, São Carlos-SP, Brasil, 292 pp.

Barbosa, A. C., De Souza, J., G., Dórea, J. G., Jardim, W. F., Fadini, P. S. (2003) Mercury Biomagnification in a Tropical Black Water, Rio Negro, Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **45**(2), 235-246. https://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-0207-1

Beltran-Pedreiros, S.B., Zuanon, J., Leite, R.G., Peleja, J.R.P., Mendonça, A.B., Forsberg, B.R. (2011) Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from diferente trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotropical Ichthyology*, **9**(4), 901-908. https://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252011000400022

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Bodaly, R. A. D., Jansen, W. A., Majewski, A. R., Fudge, R. J. P., Strange, N. E., Derksen, A. J., Green, D. J. (2007) Postimpoundment time course of increased mercury concentrations in fish in hydroelectric reservoirs of northern Manitoba, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **53**(3), 379–389. https://dx.doi.org/10.1007/s00244-006-0113-4

Brasil (1998) *Portaria nº 685 – Aprova o Regulamento técnico princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos*, Agencia Nacional De Vigilância Sanitária, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília - DF, 27 de agosto de 1998. Acesso em 20 de dezembro de 2019, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm

Brasil (1999*) Instrução Normativa nº 42, de 20 de dezembro de 1999. Altera o plano nacional de controle de resíduos em produtos de origem animal*. Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília - DF. Acesso em 20 de dezembro de 2019, disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-animal/plano-de-nacional-de-controle-de-residuos-e-contaminantes/documentos-da-pncrc/instrucao-normativa-sda-n-o-42-de-20-de-dezembro-de-1999.pdf/view

Brasil (1965) *Decreto nº 55.871 de 26 de março de 1965 do Ministério da Saúde. Modifica o Decreto nº 50.040 de 24 de janeiro de 1961, referente a normas reguladoras do emprego de aditivos para alimentos, alterado pelo Decreto nº 691, de 13 de março de 1962*. Ministério Da Saúde, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília - DF. Acesso em 05 de janeiro de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/19501969/d55871.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%2055.871%2C%20DE%2026,13%20de%20mar%C3%A7o%20de%201962

Brasil (2013) *Resolução-rdc nº42, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos*, Ministério Da Saúde-Agência de Vigilância Sanitária, Publicação Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Acesso em 05 de janeiro de 2020, disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2013/rdc0042_29_08_2013.html#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20o%20Regulamento%20T%C3%A9cnico,III%20e%20IV%2C%20do%20art

Brito, B.C., Forsberg, B.R., Kasper, D., Amaral, J.H.F., Vasconcelos, M.R.R., Sousa, O.P., Cunha, F.A.G., Bastos, W.R. (2017) The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*, **790**(1), 35–48. https://doi.org/10.1007/s10750-016-3017-y

Canavan, C.M.U., Caldwell C.A., Bloom, N.S. (2000) Discharge of methylmercury-enriched hypolimnetic water from a stratified reservoir. *The Science of the Total Environment*, **260**(1), 159-170. https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00560-x

Cardoso, C., Bandarra, N. M., Lourenço, H. M., Nunes, M. L. (2010) Methylmercury Risks and EPA+DHA Benefits Associated to Seafood Consumption in Europe. *Risk Analysis*, **30**(5), 827-824. https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01409.x

Castro, N.S.S., Braga, C.M., Trindade, P.A.A., Giarrizzo, T., Lima, M.O. (2016) Mercúrio em peixe e em sedimento do Rio Purus, Estado do Acre, Amazônia. *Cadernos de Saúde Coletiva*, **24**(3), 294-300. https://doi.org/10.1590/1414-462x201600030142

Compeau, G.C., Bartha, R. (1985) Sulfate-Reducing Bacteria: Principal Methylators of Mercury in Anoxic Estuarine Sediment. *Applied and Environmental Microbiology*, **50(**2), 498 – 502. https://doi.org/10.1128/aem.50.2.498-502.1985

Cordeiro, R.C., Turcq, B., Ribeiro, M.G., Lacerda, L.D., Capitaneo, J., Oliveira, A.S., Sifeddin; A., Turcq, P.M. (2002) Forest fire indicators and mercury deposition in na intense land use change region in the Brazilian Amazon (Alta Floresta, MT). *The Science of the Total Environment*, **293**(1), 247–256. https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00045-1

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Costa, C. R. C., Olivi, P., Botta, C. M. R., Espindola, E. L. G. (2008) A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química Nova*, **31**(7), 1820- 1830. https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038

Dias, A.C.L., Guimarães, J. R. D., Malm, O. (2008) Mercúrio total em músculo de cação Prionace glauca (Linnaeus, 1758) e de espadarte Xiphias gladius Linnaeus, 1758, na costa sul-sudeste do Brasil e suas implicações para a saúde pública. *Cadernos de. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, **24**(9), 2063-2070. https://doi.org/10.1590/S0102-311X2008000900012

Dominique, Y., Maury-Brachet, R., Muresan, B., Vigouroux, R., Richard, S., Cossa, D., Mariotti, A., Boudou, A. (2007) Biofilm and mercury availability as key factors for Mercury accumulation in fish (Curimata cyprinoids) from a disturbed Amazonian freshwater system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **26**(1), 45–52. https://doi.org/10.1897/05-649R.1

Dorea, J.G., Barbosa, A.C., Ferrari, I., De Souza, J.R. (2003) Mercury in hair and in fish consumed by Riparian women of the Rio Negro, Amazon, Brazil. *International Journal of Environmental Health Research*, **13**(3), 239-48. https://doi.org/10.1080/0960312031000122398

Dorea, J.G., Barbosa, A.C., Silva, G.S. (2006) Fish mercury bioaccumulation as a function of feeding behavior and hydrological cycles of the Rio Negro, Amazon. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **142**(3), 275–283. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2005.10.014

Fadini, P. S., Jardim, W. F. (2001) Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *The Science of the Total Environment*, **275**(1-3), 71- 82. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00855-X

Faial, R.F., Santos, E. C. O., Brabo, E. S., Sá, G. C., Jesus, I. M., Lima, M. O., Mendes, R. A., Mascarenhas, A. F. S (2005) Niveis de mercúrio em peixes do Rio Trombetas no Baixo Amazonas; uma área sem influência da garimpagem. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, **13**(1), 237-248.

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação-Organização Mundial da Saúde (2010) *Report of the Joint FAO/WHO Expert Consultation on the risks and benefits of fish consumption.* Ed. FAO Fisheries and Aquaculture Report, 63 pp.

Figueiredo, D. G. (2018) *Dieta de quatro espécies de peixes na área de influência da Usina Hidroelétrica de Curuá-Una, Estado do Pará – Brasil*, Programa de Pós-Graduação em Recursos Aquáticos Continentais Amazônicos. Santarém, Universidade Federal do Oeste do Pará, 71 pp.

Furlan, N., Quináglia, G.A.; Esteves, K.E.; Osti, J.A.S.; Lamparelli, M.C. (2018) Benthic fish blood as a biomarker for recent exposure to Mercury. *Limnetica*, **37**(1), 129-143. https://doi.org/10.23818/limn.37.11

Goyer, R.A. (1997) Toxic and essential metal interactions. *Annual Review of Nutrition*, **17**(1), 37-50. https://doi.org/10.1146/annurev.nutr.17.1.37

Green, D., Duffy, M., Janz, D., Mccullum, K., Carrière, G., Jardine, T. (2016) Historical and Contemporary Patterns of Mercury in a Hydroelectric Reservoir and Downstream Fishery: Concentration Decline in Water and Fishes. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, **71**(2), 157-170. https://doi.org/10.1007/s00244-016-0287-3

Guimarães, E.C. (2009) *Avaliação dos Níveis Basais de Mercúrio na Área de Influência da UHE Jirau– Rio Madeira/Amazônia*, Programa de Pós-Graduação STRICTO SENSU em Ciências Ambientais e Saúde, Pontifícia Universidade Católica, Goiânia, 91 pp.

Guimarães, J.R.D., Roulet, M., Lucotte, M., Mergler, D. (2000) Mercury methylation along a lake- forest transect in the Tapaj´os river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variations. *The Science of the Total Environment*, **261**(1-3), 91-98. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00627-6

Hylander, L. D., Gro¨Hn, J., Tropp, M., Vikstro¨M, A., Wolpher, H., Silva, E. C., Meili, M., Oliveira, L. J. (2006) Fish Mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmental Management*, **81**(2), p. 155–166. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.025

Junk, W.J., Nunes De Mello, J.A.S.N. (1987) Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. p. 367-385. In G. Kohlhepp and A. Schrader (Eds.), *Homem e natureza na Amazônia*. Tubinger Geographische Studien, Alemanha, 367-385.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Junk, W.J., Robertson, B.A., Darwich, A.J., Vieira, I. (1981) Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, **11**(4), 689-716. https://doi.org/10.1590/1809-43921981114689

Kasper, D. (2008) *Efeito da barragem nas concentrações de mercúrio na biota aquática à jusante de um reservatório amazônico (Usina Hidrelétrica de Samuel, RO)*, Programa de Pós-graduação em Biofísica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 147 pp.

Kasper, D. Forsberg, B. R., Amaral, J. H. F., Leitão, R. P., Daniel, S. S. P., Bastos, W. R., Malm, O. (2014) Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water,Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil. *Environmental Science & Technology*, **48**(2), 1032–1040. https://doi.org/10.1021/es4042644

Kasper, D., Palermo, E. F., Branco, C., W., C. Malm, O. (2012) Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, **694**(1), 87-98. https://doi.org/10.1007/s10750-012-1133-x

Kehrig, A; H., Palermo, E. F. A., Seixas T. G., Santos, H. S., Malm, O., Akagi, H. (2009) Methyl and Total Mercury Found in Two Man-Made Amazonian Reservoirs. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, **20**(6), 1142-1152. https://doi.org/10.1590/S0103-50532009000600021

Lacerda, L. D. (1995) Amazon mercury emissions. *Nature*, **374** (1), 20-1.

Lacerda, L.D., Malm, O. (2008) Mercury contamination in aquatic ecosystems: an analysis of the critical areas. *Estudos Avançados*, **22**(63), 173-190.

Liu, J., Jiang, T., Huang, R., Wang, D., Zhang, J., Qian, S., Yin, D., Chen, H. (2017) A simulation study of inorganic sulfur cycling in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China and the implications for mercury methylation. *Chemosphere*, **166**(1), 31-40. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.079

Lupi, C., Nhacarini, N. I., Mazon, A. F., Sá, O. R. (2007) Avaliação da poluição ambiental através das alterações morfológicas de Oreochromis niloticus (tilápia) nos córregos Retiro, Consulta e Bebedouro, do Município de Bebedouro-SP. *Revista Fafibe on line*, **3**(1), 1-6.

Malm, O., Palermo, E. F. A., Santos, H. S. B.; Rebelo, M. F., Kehrig, H. A., Oliveira, R. B., Meire, R. O., Pinto, F. N., Moreira, L. P. A., Guimara˜es, J. R. D., Torres, J. P. M., Pfeiffer, W. C. (2004) Transport and cycling of mercury in Tucuruı´ reservoir, Amazon, Brazil: 20 years after fulfillment. *RMZMaterials and Geoenvironment*, **51**(1), 1195–1198.

Mason R.P., Reinfelder J.R., Morel, F.M.M. (1996) Uptake Toxicity, and trophic transfer of mercury in a Coastal Diatom. *Environmental Science & Technology*, **30**(6), 1835-1845. https://doi.org/10.1021/es950373d

Micaroni, R.C.C.M., M.I.M.S. Bueno; W.F. Jardim. (2000) Compostos de mercúrio, revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte. *Química Nova*, **23**(4), 487−495. https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000400011

Miranda, M.R., Souza, S.A.C., Guimarães, J.R.D., Correia, R. (2007) Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia. Brasiliensis*, **11**(2), 2007, 240-251.

Nascimento E.L., Gomes, J.P.O., Carvalho, D.P., Almeida, R., Bastos, W.R., Miyai, K.R. (2009) Mercúrio na Comunidade Planctônica do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel (Ro), Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, **23**(1), https://doi.org/101-116. 10.21715/gb.v23i1.298

Oliveira, R.C.B., Marins, R.V. (2011) Dinâmica de Metais-traço em solo e ambiente Sedimentar Estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático. Revisão. *Revista Virtual de Química*, **3**(2), 88-102. https://doi.org/10.5935/1984-6835.20110014

Onem, A.S.; Kucuksezgin, F.; Kocak, F. (2011) Temporal and Spatial biomonitoring of heavy metals in eastern Aegean coastal water susing Amphibalanus Amphitrite. *Marine Pollution Bulletin*, **62**(11), 2548-2556. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.08.017

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Palermo, E.F.A., Kehrig, H.A., Branco, C.W.C., Malm, O. (2004) Mercury and methylmercury in suspended particulated matter and sediments of a slightly impacted reservoir of Brazil. *RMZ Materials and Geoenvironment*, **51**(1), 1289-91. https://doi.org/10.13140/2.1.3283.6807

Peleja, J. R. P. (2002) *Os fatores que influem no nível de mercúrio (Hg) na água e no plâncton de lagos associados aos rios Tapajós e Negro*, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus-AM, Brasil, 75 pp.

Peleja, J.R.P, Sablayrolles, M.G.P. (2005) *Resultados das pesquisas sobre a contaminação por mercúrio no rio Tapajós realizadas pelo Laboratório de Biologia Ambiental da UFPA – Santarém e suas linhas emergentes de pesquisa*. Jornal Olho de Boto – Informativo da Universidade Federal do Pará.

Pereira, O.M., Henriques, M.B., Zenebon, O., Sakuma, A., Kira, C. (2002) Determinação dos teores de Hg, Pb, Cd, Cu e Zn em moluscos (Crassostrea brasiliana, perna perna e Mystella falcata). *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, **61**(1), 19-25. https://doi.org/10.53393/rial.2002.v61.35011

Pichet, P., Morrison, K., Rheault, I., Tremblay, A. (1999) Analysis of mercury and methylmercury in environmental samples. *Mercury in the Biogeochemical Cycle*, 41-52. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60160-6_3

Pires, N.L. (2015) *Expansão da Fronteira agrícola e presença de glifosato e ampa em amostras de água da região de Santarém (Pa): Desafios analíticos para o monitoramento ambiental*, Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural, Universidade de Brasília, 112 pp.

Queiroz,L.J, Torrente-Vilara, G., Ohara, W.M., Pires, T.H.S., Zuanon, J., Doria, C.R.C. (2013) *Peixes do Rio Madeira*, 1a ed., São Paulo, 402 pp.

Rodrigues, L. S., Duarte, R. M.; Val, A. L. (2005) Determinação da sensibilidade ao cobre para a espécie de peixe amazônica Paracheirodon axelrodi, Schultz 1956, *VII Congresso De Ecologia Do Brasil*, Caxambu.

Roulet M.U., Lucotte, M., Canuel, R., Rheault, I., Tran, S., Goch, Y.G.F., Farella, N., Souza Do Vale, R., Sousa Passos C.J., Silva, E.J., Mergler, D., Amorim, M. (1998) Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The Science of the Total Environment*, **213**(1-3), 203-211. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00093-X

Roulet, M., Lucotte, M. (1995) Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, Soil Pollut*, **80**(1), 1079-1088. https://doi.org/10.1007/BF01189768

Sampaio, S. D., Lucotte, M., Roulet, M., Poirier, H., Mergler, D., Crossa, M. (2006) Mercúrio nos peixes do Rio Tapajós, Amazônia brasileira. *Interfacehs*, **1**(1), 1-31.

Saré, A.R, Ligocki, L.P., Sayão, A.S.F.J., Gerscovich, D.M.S. (2005) Estudos geotécnicos na barragem de terra de Curuá-Uma, *1ºSimpósio Brasileiro De Jovens Geotécnicos*, São Carlos, SP.

Silva, C.C. (2006) *Dieta da comunidade de peixes na área de influência da UHE de Balbina - rio Uatumã, Amazonas, Brasil*, Instituto Federal de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, 63pp.

Silva, C.C., Efrem J. G.F., Deus, C.P. (2008) Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. *Iheringia Serie de Zoologia*, **98**(4), 464-468. https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000400008

Soares, J.L.F., Goch, Y.G.F., Peleja, J.R.P., Forsberg, B.R., Lemos, E.J.S., Sousa, O.P. (2016) Bioacumulação de Mercúrio Total (HgT) e hábitos alimentares de peixes da bacia do Rio Negro, Amazônia, Brasil. *Biota Amazônia*, Macapá, 6(1), 102-106. https://doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v6n1p102-106

Streets, D.G., M.K., Devane, Z. Lu, T.C. Bond, E.M. Sunderland & D.J. Jacob. (2011) All-time releases of Mercury to the atmosphere from human activities. *Environmental science & technology*, **45**(24), 10485-10491. https://doi.org/10.1021/es202765m

United Nations Environment. (2013) *Global Mercury Assessment. Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport*. Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 44 pp.

Verdon, R., Brouard, D., Demers, C., Lalumiere, R. (1991) Mercury evolution (1978-1988) in fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Quebec, Canada. *Water, air and soil pollution*, **56**(1), 405-417.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75128
Vol. 15, No.1, 1-17
6 de abril de 2022

Vieira, I. (1982) Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidroelétrica da Amazônia brasileira, *Universidade Federal de Juiz de Fora*, 107 pp.

Vieira, I., Darwich, A.J. (1999) Sinecologia da ictiofauna de Curuá-Una, Amazônia: características hidroquímicas, climáticas, vegetação e peixes, *VII Congresso Brasileiro de Limnologia*, Caxambu - MG.

Wasserman, J. S, Hacon, S. S., Wasserman, M. A. (2001) O ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico. *Mundo e vida*, **2**(1), 46-53.

Wasserman, J.C., Hacon, S., Wasserman, M. A. (2003) Biogeochemistry of mercury in the Amazonian. *Ambio*, **32**(5), 336-342. https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.5.336

Yohannes, Y.B., Ikenaka, Y., Nakayama, S.M.M., Saengtienchai, A., Watanabe, K., Ishizuka, M. (2013) Organoclorinepesticidesand heavy metals in fish from Lake Awasse, Ethiopia: Insigths from stable isotope analysis. *Chemosphere*, **91**(6), 857-863. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.047

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

GESTÃO MUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS DE JIJOCA DE JERICOACOARA, BRASIL/CE

Bianca Freire [1]
* Andreza Santos [1]
Ana Bárbara Nunes [1]

MANAGEMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE IN JIJOCA DE JERICOACOARA, BRAZIL/CE

Recibido el 4 de agosto de 2020. Aceptado el 28 de abril de 2021

Abstract

This work presents an evaluation of the solid waste management in Jijoca de Jericoacoara, Brazil, of significant environmental and tourist relevance. It was elaborated from the evaluation stages of the Integrated Solid Waste Management Plan, data collection with the municipality of Jijoca of Jericoacoara, on-site visit and subsequent analysis of the information obtained. Overall, the Plan, launched in 2015 and planned for 20 years, meets the minimum requirements required by law; in addition, 57% of its proposed actions have already been completed. Currently, the major problem of the municipality in relation to solid waste management is the large generation (mainly due to the intense tourist flow) and the inadequate waste disposal, which occurs in an open dump. However, the municipality has obtained interesting results with the selective collection program and the support to the wasterpickers Cooperative. From March 2016 to December 2018, 380 tons of recyclable materials were sold by the Cooperative, avoiding their disposal in the dump. Glass residue with undefined degradation time, cormprised to more than 50% of the mass sold. The success presented so far by the Cooperative can be explained by the Cooperative's articulation with the Prefecture and with local entrepreneurs, a strategy that can serve as a model for other organizations of this type. The diagnosis provided the knowledge of the local reality, however, there is a need to develop more effective actions that better guide the city's decisions regarding the management of its waste.

Keywords: Jijoca de Jericoacoara, recycling, solid waste

[1] Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará (UFC), Brasil.
**Autor correspondente*: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA/UFC), Campus do Pici, bloco 713, Fortaleza-Ceará, Brasil. Email: andrezadnarla@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Resumo

Este trabalho apresenta uma avaliação da gestão de resíduos sólidos de Jijoca de Jericoacoara município, localizado no Nordeste Brasileiro, de significativa relevância ambiental e turística. As informações aqui apresentadas foram obtidas a partir da avaliação do Plano de Gestão Integrada de resíduos sólidos, de levantamento de dados junto à Prefeitura de Jijoca de Jericoacoara, de visitas in loco e por fim, análise das informações coletadas. No geral, o Plano, lançado em 2015 e previsto para 20 anos, respeita os requisitos mínimos exigidos em lei; além disso, 57% das suas ações propostas já foram concluídas. Atualmente, os maiores problemas do município em relação à gestão de resíduos sólidos são a grande geração (principalmente devido ao intenso fluxo turístico) e a disposição inadequada, que ocorre em lixão. Entretanto, o município tem obtido resultados satisfatórios com o programa de coleta seletiva e o apoio à Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis. De março de 2016 a dezembro de 2018, 380 toneladas de materiais recicláveis foram vendidos pela Cooperativa, evitando sua disposição no lixão. O vidro, resíduo com tempo de degradação indefinido, correspondeu a mais do que 50% da massa comercializada. O sucesso apresentado até o momento pela Cooperativa pode ser explicado pela sua articulação com a Prefeitura e com empresários locais, estratégia que pode servir de modelo para outras organizações desse tipo**.** A realização do diagnóstico proporcionou o conhecimento da realidade local, contudo, observa-se a necessidade de elaboração de ações mais efetivas e que melhor orientem as decisões da prefeitura quanto à gestão de seus resíduos.

Palavras chave: Jijoca de Jericoacoara, reciclagem, resíduo sólidos.

Introdução

O crescimento do turismo e da infraestrutura turística gera impacto ambiental negativo nos destinos receptores mediante do aumento do volume de resíduos sólidos (Dias *et al*., 2019). A atividade turística intensifica a geração de resíduos com o aumento do consumo e do descarte de insumos pelos turistas, o que implica num aumento significativo de geração de resíduos sólidos, especialmente em períodos de férias, finais de semana e feriados (Santos e Candido, 2015). A gestão inadequada dos resíduos sólidos gera diversos malefícios à saúde humana e ao meio ambiente, como atração de animais vetores de doenças e poluição do ar, do solo e das águas superficiais e subterrâneas. Por isso, devido ao panorama brasileiro ser preocupante nessa esfera, faz-se necessário mais investimento e estudo, além de maior valorização ao assunto.

No Brasil, parcela considerável dos resíduos sólidos ainda é disposta inadequadamente. Estima-se que 64.4% do coletado (27,906.00 toneladas diárias), ainda sejam destinadas para lixões e aterros controlados no Nordeste e 55.1% no Ceará, estado da região. Em relação à reciclagem, o Brasil ainda está em estágio incipiente. Isto pode ser evidenciado pela análise de indicadores, como apenas 6.74% dos resíduos recicláveis secos estão sendo recuperados e só 21.8% dos municípios dispõem de coleta seletiva (Brasil, 2018). Além disso, a coleta seletiva é mais efetiva nas regiões Sul e Sudeste, as quais concentram 81% dos municípios com programas neste âmbito.

Diante disso, nota-se que iniciativas adequadas de gestão de resíduos sólidos ainda são escassas, principalmente no Nordeste brasileiro, devendo ser estudadas e divulgadas, a fim de possibilitar

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

a replicação dos casos bem-sucedidos. Tendo em vista que a cidade de Jijoca de Jericoacoara, situada na região nordeste do Brasil, vem aprimorando sua gestão de resíduos sólidos, notadamente em relação à coleta seletiva, este trabalho se propõe a levantar, analisar e divulgar dados atuais da gestão desse setor no referido município, além de sugerir eventuais melhorias necessárias.

Ademais, outra motivação para elaboração do trabalho diz respeito à relevância turística e ambiental de Jijoca de Jericoacoara, que é um dos destinos mais procurados no Brasil, com praias reconhecidas internacionalmente, e possuidora de diversos pontos turísticos como a duna do pôr-do-sol, a pedra furada, a lagoa do paraíso, árvore da preguiça, lagoas interdunares, passeio nos manguezais e áreas de preservação e conservação ambiental (ICMBio, 2021). Em locais turísticos, a geração de resíduos sólidos tende a ser intensificada; assim, se não houver uma gestão adequada, o meio ambiente será impactado negativamente e haverá o afastamento de turistas, com consequente prejuízo à economia.

Metodologia

O presente trabalho foi desenvolvido por meio de pesquisa descritiva quali-quantitativa, a partir de levantamentos junto à Prefeitura Municipal de Jijoca de Jericoacoara e visitas *in loco*. As etapas seguidas e suas respectivas ações são apresentadas na Figura 1.

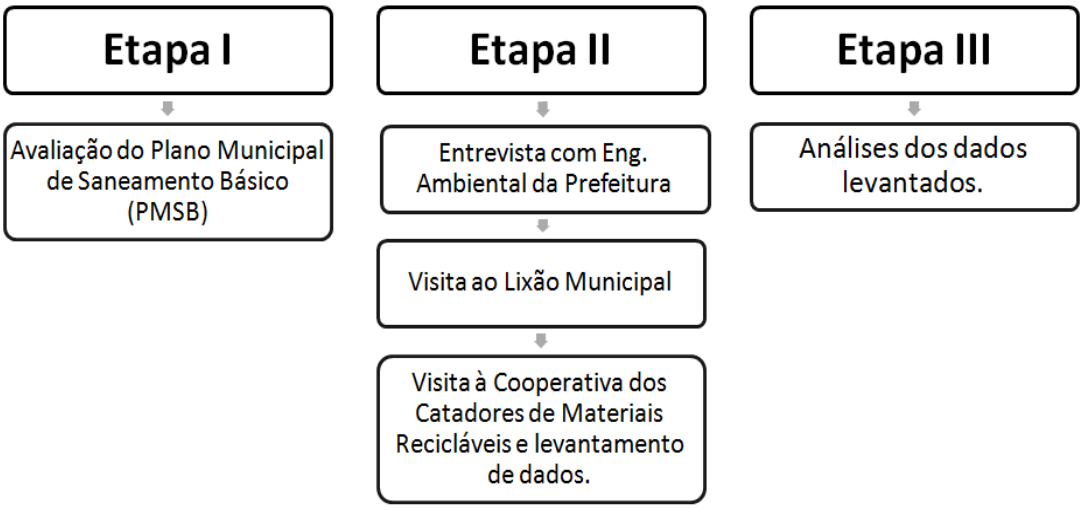


Figura 1. Etapas do desenvolvimento do trabalho (2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

As informações aqui apresentadas foram obtidas no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) de Jijoca de Jericoacoara, o qual foi publicado em 2015, como parte integrante do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB).

A primeira etapa consistiu na avaliação do PMSB no que se refere ao manejo de resíduos sólidos. O objetivo desta etapa foi de caracterização da realidade do local, verificação do atendimento ao conteúdo mínimo exigido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e avaliação do seu conteúdo. Como resultados da avaliação do PMSB foram elaborados o roteiro da visita e perguntas direcionadas ao Engenheiro Ambiental da Secretaria de Turismo, Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico (SETMA) Prefeitura de Jijoca de Jericoacoara.

Para a realização da segunda etapa levou-se ao engenheiro do município uma lista com as ações definidas no PMSB relativas a resíduos sólidos a fim de levantar informações sobre os seus andamentos e, posteriormente, elaborar quadro e gráficos com os resultados. Houve ainda as visitas ao lixão municipal, para verificar as condições do local, e à Cooperativa de Catadores de Materiais Recicláveis, para reconhecimento do seu fluxo produtivo e levantamento dos dados da produção referentes ao período de março de 2016 a abril de 2018.

Após as visitas, iniciou-se a terceira fase, e procedeu-se com a análise dos dados levantados.

Caracterização da área de estudo.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) o município de Jijoca de Jericoacoara está a 238 km de Fortaleza capital do Estado do Ceará e situada na bacia hidrográfica Coreaú, na latitude 2° 48' 2'' Sul e longitude 40° 30' 36'' Oeste, numa região de clima tropical semi-árido brando, com média de pluviosidade de 826.8 mm e de temperatura de 26^{o}C a 28^{o}C. Situam-se em Jijoca de Jericoacoara, uma APA, o Parque Nacional e a praia de Jericoacoara (Jijoca de Jericoacoara, 2018).

Em 2018 o município atingiu a categoria A do Ministério do Turismo, a qual representa os municípios que possuem o maior fluxo turístico, bem como maior número de empregos e estabelecimentos no setor de hospedagem (MTUR, 2021).

Jericoacoara possui uma população de 17002 habitantes-com polução estimada de 20.087 habitantes no ano de 2020- e recebe um fluxo de aproximadamente seiscentos mil visitantes por ano com períodos de pico nos meses de férias de janeiro, julho e dezembro, segundo a Secretaria do Turismo do Estado do Ceará (SETUR, 2010). A Figura 2 indica o mapa de localização do município de Jijoca de Jericoacoara.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

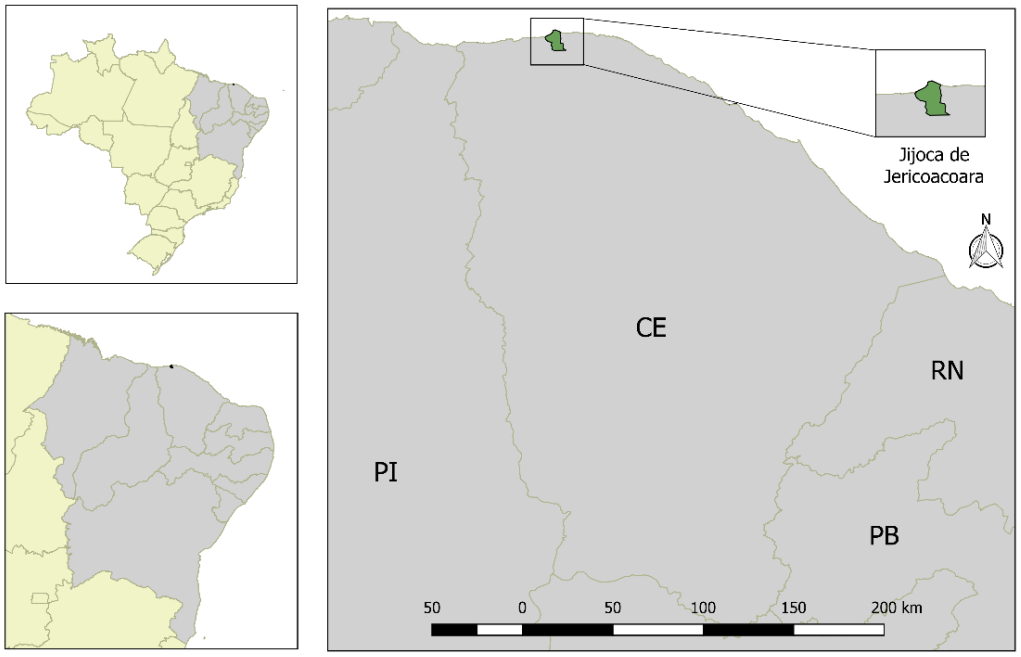


Figura 2. Localização de Jijoca de Jericoacoara.
Fonte: Autores(2021)

Resultados e discussões

Etapas da Gestão Municipal de Resíduos Sólidos de Jijoca de Jericoacoara (Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos).

Segundo a Secretaria Municipal de Turismo, Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico (SETMA) houve participação popular no processo de elaboração deste Plano, via realização de reuniões e conferências em diversas localidades.

O PMSB está dividido nos cinco volumes: Diagnóstico técnico e participativo; prospectiva e planejamento estratégico; Programas, Projetos e Ações; Plano de execução e procedimentos para a Avaliação do PMRS, os quais serão detalhados a seguir.

Diagnóstico

De acordo com o Diagnóstico Técnico Participativo, no ano de 2015 o manejo de resíduos sólidos era realizado pela Prefeitura Municipal, que coletava todos os tipos resíduos produzidos em Jijoca de Jericoacoara (domésticos, públicos, de construção e de serviços de saúde), encaminhando-os para disposição final no Lixão do Município.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

A Coleta de Resíduos Domiciliares (RDO) atendia todas as localidades do Município (Figura 3), porém abrangia apenas 70% da população, sendo possível observar alguns pontos de acúmulo de lixo. A frequência de realização da coleta era de duas vezes por semana na maioria das localidades do Município (74%), uma vez por semana em 17% das localidades e diariamente (segunda a sábado) na Sede Municipal (Jijoca de Jericoacoara) e na Vila de Jericoacoara, que são locais de maior geração de resíduos ou de maior interesse turístico.

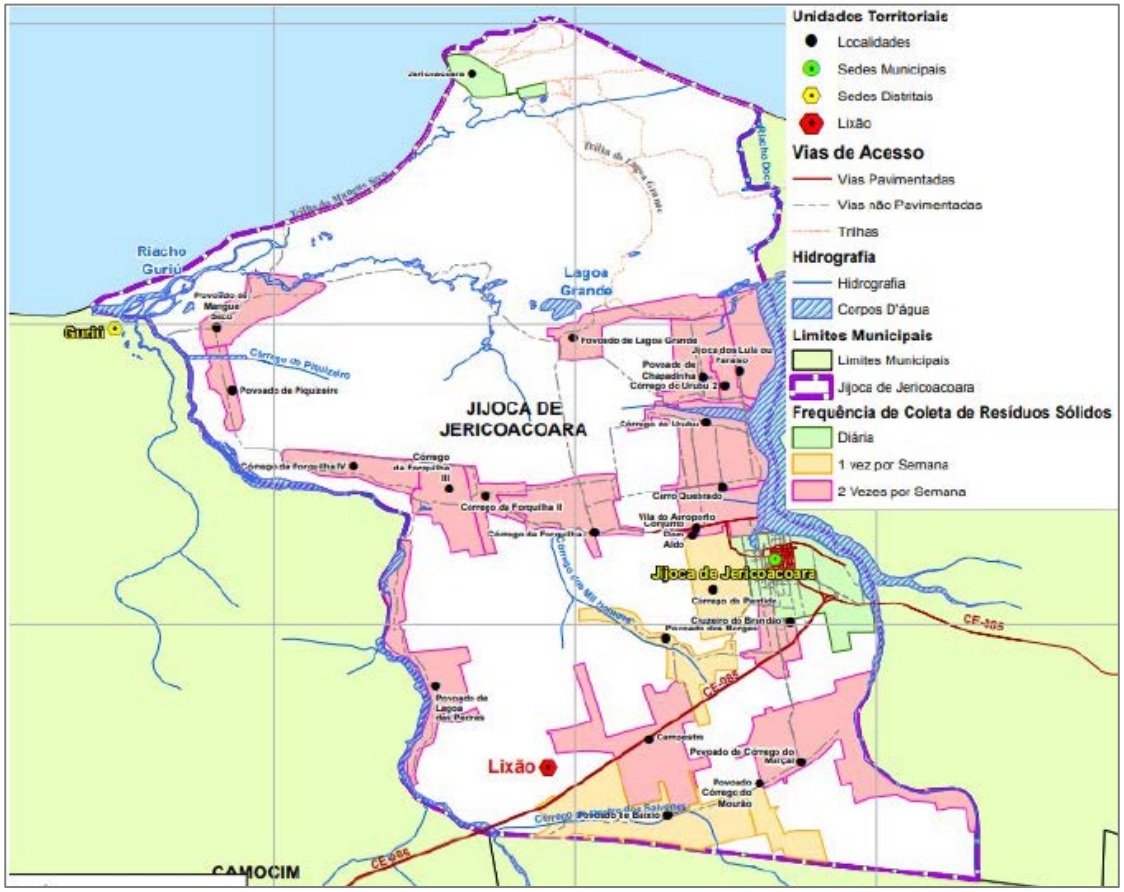


Figura 3. Frequência de coleta em Jijoca de Jericoacoara (2015).
Fonte: Acquatool Consultoria (2015).

A Coleta de Resíduos Públicos (RPU) era realizada apenas na Sede do Município. Quanto aos Resíduos de Serviços de Saúde (RSS), estes eram coletados pela Prefeitura Municipal de Jijoca de Jericoacoara (PMJJ) no único Centro de Saúde do Município. A Prefeitura não quantificava regularmente os resíduos; entretanto, para elaboração do Diagnóstico, realizou pesagem de RDO e RPU no dia 15 de abril de 2015. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Tabela 1. Diagnóstico da geração de resíduos sólidos em Jijoca de Jericoacoara (2015)

Local	RDO (Kg/dia)	RPU (Kg/dia)	População (hab.)	*Per Capita* (kg/hab.dia)
Sede Municipal	7,520.10	5,582.74	6,439	2.03
Vila de Jericoacoara	15,918.15	0.00	6,461	2.46
Demais localidades	6,338.37	0.00	9,552	0.66
Município	29,776.62	5,582.74	22,452	1.57

Fonte: Acquatool Consultoria (2015).

O índice *per capita* de coleta de resíduos em Jijoca de Jericoacoara acompanha a tendência de altos valores apresentados pelo Ceará, que corresponde a segunda maior média brasileira (1.37 kg/hab./dia). Entretanto, ao comparar o índice com a média da faixa populacional que Jijoca está inserido (até 30 mil habitantes), de 0.88 kg/hab/dia, nota-se que são discrepantes (SNIS, 2018).

Em 2015, a PMJJ dispunha de 18 veículos para realização da coleta e disposição de resíduos. Além disso, o quadro de pessoal da Prefeitura para execução do manejo de resíduos era composto por 69 funcionários.

O Município possuía uma Usina de Reciclagem (UR), localizada na Vila de Jericoacoara, responsável por recolher, triar e vender materiais recicláveis. Construída há mais de duas décadas com recursos do Ministério do Meio Ambiente, a UR estava com equipamentos deteriorados e sem funcionar. Em 2014 foi a UR foi reativada. Na Vila, também foram instaladas lixeiras seletivas para separar os resíduos secos dos resíduos úmidos. A coleta de materiais recicláveis era realizada por uma caminhonete. A UR oferecia condições precárias de trabalhos. Além disso, muitas vezes a triagem era realizada sem a utilização de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs).

Excetuando-se os resíduos vendidos pela UR, todos os outros eram dispostos no Lixão do Município, localizado a 9 km da Sede. O local de disposição de resíduos ocupava uma área de cinco hectares, possuía cerca de arame farpado, não dispunha de vigilante e havia a presença de animais e de aproximadamente vinte catadores de materiais recicláveis. Os catadores eram moradores no entorno do Lixão.

Os resíduos de podas de árvores e de serviços de saúde eram dispostos em lugares específicos e, posteriormente, são queimados a céu aberto. Contudo esses locais não são especificados no plano municipal

O diagnóstico cita a existência de consórcio para disposição final ambientalmente adequada entre Jijoca de Jericoacoara e os municípios de Cruz, Acaraú, Marco, Bela Cruz, Morrinhos e Itarema, ratificado por protocolo de intenções.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Prospectivas e Planejamento Estratégico

O segundo volume do PMSB de Jijoca de Jericoacoara define os critérios de escolha da área para localização do aterro de resíduos sólidos urbanos e de resíduos inertes, estabelece os procedimentos operacionais e especificações mínimas adotadas nos serviços de limpeza urbana para os resíduos domiciliares, de limpeza pública, de construção civil e de serviços de saúde. Por fim, define ações de emergência e contingência para paralisações no serviço de varrição; no serviço de capina e roçagem; no serviço de coleta; nos centros de triagem e estação de transbordo e paralisação total do aterro. Além dessas ocorrências, determina as ações a serem tomadas nos casos de vazamento de líquidos percolados (chorume, lixiviado e águas pluviais) do aterro e de tombamento de árvores.

São apresentados ainda os objetivos e metas para os segmentos do saneamento básico. Em relação aos resíduos sólidos, foram determinados alguns objetivos categorizados em função do prazo de execução, conforme o apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Objetivos definidos no Planejamento estratégico de Jijoca de Jericoacoara (2015).

Prazo	Objetivos
Prazo imediato	• Reparação das condições atuais do Lixão Municipal (cercamento, por exemplo) • Incremento no número de caminhões coletores e funcionários; • Redução da geração *per capita*, associada à reciclagem efetiva de todos os resíduos passíveis de reciclagem e à adesão da sociedade aos preceitos de não geração, redução, reutilização e reciclagem; • Construção de lixeiras personalizadas em conjunto com a educação ambiental para que as pessoas separem os resíduos.
Curto prazo	• Regulamentação da gestão dos resíduos de construção civil e entulho (termo de referência). • Realização de um estudo para definir a melhor alternativa para o tráfego de caminhões de lixo.
Médio prazo	• Implantação de um Aterro Sanitário Regional

Fonte: Adaptado de Acquatool consultoria (2015)

Para o cálculo da quantidade de resíduos gerados durante os 20 anos abrangidos pelo Plano, foram adotadas metas de reciclagem (70% até 2035) e de compostagem (60% até 2035). De acordo com a estimativa, considerando o crescimento populacional, a quantidade de resíduos aterrados passaria de 11,234.12 t/ano, em 2015, para 9,870.35 t/ano, em 2035. Dessa forma, ao final das duas décadas, 219,798.37 toneladas seriam acumuladas em aterro.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Em relação à coleta seletiva, reforça a participação do poder público como promotor de ações de educação ambiental para incentivar a criação de associações de catadores, oferecendo-os capacitações, realização de acordos setoriais de logística reversa com o setor empresarial, bem como organizar e manter um Sistema de Informação sobre Resíduos, repassando anualmente ao órgão federal às informações.

Programas, Projetos e Ações

Em relação ao sistema de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, são previstos três programas (Tabela 3), o Programa de universalização dos serviços, os Programas de melhorias operacionais e da Qualidade dos serviços e os Programas de Educação Ambiental, os quais são divididos em onze projetos, que por sua vez estão subdivididos em diversas ações de prazo imediato, curto, médio ou longo.

Tabela 3. Programa e Projetos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos de Jijoca de Jericoacoara (2015).

Programa de Universalização dos serviços	Projeto para ampliação do serviço de coleta familiar; Programa para implantação de um aterro sanitário.
Programas de Melhoria Operacionais da Qualidade dos Serviços	Projeto de fiscalização do gerenciamento de RCC; Projeto de implantação de Ecopontos; Plano de recuperação de áreas degradada do lixão; Projeto de melhorias do lixão; Projeto de gerenciamento de RSS; Projeto de fortalecimento da associação de catadores do município e inclusão social; Projeto para minimização dos resíduos gerados.
Programa de Educação Ambiental	Educação Ambiental

Fonte: Adapatado de Acquatool consultoria (2015).

Conforme o Cronograma Físico-Financeiro dos Programas, Projetos e Ações do Sistema de Limpeza Pública e de Manejo dos Resíduos Sólido, foi previsto um custo total de R$10,456,085.24 de reais ao longo dos 20 anos. As principais fontes de financiamento citadas são a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), o Ministério de Meio Ambiente e dois bancos governamentais brasileiros. Como responsáveis pela execução dos projetos aparecem a SETMA, a SIP, a Secretaria de Trabalho e Ação Social e a Secretaria de Educação.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Procedimentos para a Avaliação do PMSB e Análise do Plano

O Plano apresenta os indicadores de desempenho e o Sistema de Informação para Apoio à Decisão do Saneamento Básico (SISAB), além de manual para utilização do SISAB.

O PMGIRS não está disponível para acesso pela população, desrespeitando a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que assegura publicidade ao conteúdo dos planos de resíduos sólidos (Brasil, 2010). Para ter acesso ao Plano é necessário fazer solicitação à SETMA.

A PNRS permite que municípios com população inferior a 20 mil habitantes, como no caso de Jijoca de Jericoacoara, elaborem Plano que respeite conteúdo simplificado. Entretanto, a referida Lei veda esta simplificação para municípios integrantes de áreas de especial interesse turístico, inseridos na área de influência de empreendimentos ou atividades com significativo impacto ambiental de âmbito regional ou nacional ou cujo território abranja, total ou parcialmente, Unidades de Conservação. Como Jijoca de Jericoacoara se enquadra nessas exceções, de modo que o seu PMGIRS precisou observar o conteúdo completo.

Com relação à seleção de áreas favoráveis para implantação de aterro sanitário, o Plano apenas cita os critérios a serem utilizados, com base em norma brasileira específica (NBR 13.896/1997), entretanto, não faz a seleção.

O Diagnóstico apresentado no PMGIRS demonstra a heterogeneidade do município de Jijoca quanto a geração de resíduos. Enquanto as gerações *per capita* de resíduos sólidos na Vila de Jericoacoara e na Sede Municipal superam 2 kg/hab./dia, nas demais localidades, a média é de 0.66 kg/hab/dia.

Os Programas, Projetos e Ações propostos pelo PMGIRS estão classificados em quatro tipos de prioridade, de acordo com o prazo para execução em Imediato (até 3 anos); Curto Prazo (4 a 8 anos); Médio Prazo (9 a 12 anos) e Longo Prazo (13 a 20 anos). A compostagem não foi contemplada, apesar de ter sido definida uma meta de 60% para este tipo de tratamento até 2035.

Após 3 anos da publicação do Plano 57% das 35 ações relativas a resíduos sólidos já foram concluídas. Entretanto, nota-se que 65% das ações concluídas estavam previstas como de curto prazo, como o incentivo a projetos de educação ambiental nas escolas do Município, informar sobre a importância da segregação dos resíduos sólidos, elaborar materiais didáticos diversos e desenvolver a capacitação e formação de educadores ambientais, enquanto 35% estavam previstas como imediatas, como contratação de uma empresa terceirizada nos serviços de coleta de RSS, capacitar os membros das associações/cooperativas de catadores recicláveis da cidade, contratação de mais funcionários e colocar uma cobertura no lixão com uma camada de algum material inerte ou solo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

De acordo com a Secretaria de Meio Ambiente, a maior contribuição do PMSB foi o diagnóstico. Os Programas, Projetos e Ações e o Plano Executivo não estão sendo seguidos. O Sistema de Indicadores também não está sendo alimentado, principalmente por falta de estrutura e de quadro pessoal.

Geração e Coleta

A SETMA informou que promove ações de educação ambiental, objetivando a redução da geração, a reutilização e a reciclagem dos resíduos sólidos. Essas ações também são realizadas em parceria com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).

Segundo a SETMA a coleta convencional de resíduos é realizada pela Secretária de Infraestrutura e Planejamento. A Prefeitura de Jijoca tem contrato assinado com empresa para locação de 14 veículos a serem utilizados no serviço de coleta, com vigência de 02 de janeiro a 31 de dezembro de 2018. Os condutores dos veículos são por parte da empresa contratada, enquanto o combustível é por conta da Prefeitura.

A coleta seletiva é realizada apenas na Vila de Jericoacoara pela Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis de Jijoca de Jericoacoara, sendo estes apoiados pela SETMA. Ações de apoio e fortalecimento institucional são ofertadas pela SETMA a Coooperativa desde o inicio de sua formação. Em maio de 2018 foi inaugurado um Ecoponto na Sede de Jijoca em parceria da Cooperativa com a Enel, a empresa distribuidora de energia elétrica do município. Pretende-se montar uma filial da Cooperativa próximo ao lixão do município e, futuramente, estender também para esta localidade a coleta seletiva porta-a- porta.

A Lei de Coleta Seletiva sancionada em agosto de 2017 prevê penalidades aos seus infratores, contudo não ocorreram ações de fiscalização até o presente momento. Além disso, fica determinado que os grandes geradores de resíduos sólidos se cadastrem na SETMA e comprovem, mensalmente, a destinação final ambientalmente adequada de seus resíduos recicláveis (Jijoca,2017). De uma estimativa de 220 a 280 grandes geradores na Vila de Jericoacoara, apenas 3 se cadastraram até o fim de maio de 2018.

Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis de Jijoca de Jericoacoara

As informações apresentadas neste tópico consistem na segunda etapa da pesquisa, as quais foram obtidas a partir de entrevista realizada com o engenheiro da SETMA e visita *in loco* na Cooperativa.

No final de 2014 devido à situação caótica da limpeza urbana em Jericoacoara, e com o apoio da Associação Empresarial *Eu Amo Jeri*, Conselho Comunitário e Prefeitura (por meio da SETMA), houve a reativação da antiga Usina de Reciclagem, a implantação da Coleta Seletiva e a organização de mutirões de limpeza.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Inicialmente, os colaboradores foram contratados pela Prefeitura de forma avulsa para prestação do serviço de coleta seletiva. Um ano depois, com o apoio de outras entidades e de empresários, os funcionários se reuniram em uma Associação, tendo sido firmado o primeiro Termo de Colaboração com a PMJJ. Posteriormente, ainda com o apoio da municipalidade, a Associação evoluiu para a Cooperativa dos Catadores de Materiais de Jijoca de Jericoacoara, uma forma de agrupamento mais adequada à prestação do serviço. O próximo passo será a mudança para uma Cooperativa de Trabalho de Catadores, dessa forma, os cooperados terão direito a benefícios como férias e 13º salário.

Outro parceiro essencial para o progresso da Cooperativa de Catadores foi a Recicleiros, uma organização não-governamental paulista. Desde 2016, esta organização presta assessoria técnica para a Cooperativa, já tendo contribuído com articulação com indústrias de embalagens para realização de investimentos em troca de créditos de logística reversa e dimensionamento de um novo *layout* produtivo, por exemplo.

Em 2017, a Prefeitura Municipal de Jijoca de Jericoacoara firmou Termo de Colaboração com a Cooperativa de Catadores, por 7 meses, para prestação dos serviços de varrição de vias públicas e coleta dos recicláveis gerados pelos munícipes e pequenos geradores. Em 2018, a PMJJ assinou novo Termo com a Cooperativa, com prazo de 12 meses e com repasse mensal de recursos de, no máximo, R$ 66,819.00, a depender do fluxo de turista na Vila de Jericoacoara. O valor do limite do desembolso foi calculado a partir da estimativa dos gastos com funcionários, veículos e equipamentos necessários para realização da coleta seletiva de munícipes e pequenos geradores na Vila de Jericoacoara. O próximo Termo de Colaboração a ser firmado preverá repasse com base na produtividade da Cooperativa. Os catadores eram remunerados com R$1,235.00, em 2017.

A Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis de Jijoca de Jericoacoara e realiza varrição de vias públicas e coleta de recicláveis de munícipes e de pequenos e grandes geradores. Além disso, na Usina de Reciclagem, as pessoas podem trocar resíduos recicláveis por descontos na conta de energia, através do programa Ecoenel, da Enel, empresa privada do setor elétrico brasileiro.

Como os munícipes apresentam maior dificuldade em relação à adesão ao programa de coleta seletiva, a Cooperativa está implementando um sistema de troca de recicláveis por fruta ou verdura. Será um adicional ao bônus de energia já concedido, para estimular o engajamento dos munícipes.

No final de 2017, com base na Lei Municipal de Coleta Seletiva, a Cooperativa começou a firmar contratos para coleta de recicláveis de grandes geradores da Vila de Jericoacoara. Até o momento, foram firmados 69 contratos, sendo que, para que haja sustentabilidade financeira, necessita-se de 90 contratos, aproximadamente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Desde fevereiro de 2018, a Cooperativa participa da Rede dos Catadores(as) de Resíduos Sólidos e Recicláveis do Estado do Ceará, que, entre outros benefícios, permite a troca de informações sobre compradores. Ainda assim, a Cooperativa encontra bastante dificuldade na venda de certos produtos, como eletrônicos, lâmpadas, pilhas e pneus. Além disso, como não há indústria de reciclagem de vidro no Ceará, cacos de vidro não são vendidos. Apenas garrafas de vidro são comercializadas, para reenvasamento.

De março de 2016 a abril de 2018, a cooperativa vendeu aproximadamente 380 toneladas de recicláveis, tendo arrecadado R$74,505.00. Em relação à massa observou-se expressiva participação do vidro (55%). Quanto à receita, observa-se que as maiores arrecadações foram obtidas com a venda de plásticos (32%) e metais (26%), conforme o apresentado na Figura 4. De acordo com os catadores, em média, para o período analisado, foram vendidos 14.5 ton/mês de resíduos e arrecadados R$2,865.00/mês, aproximadamente.

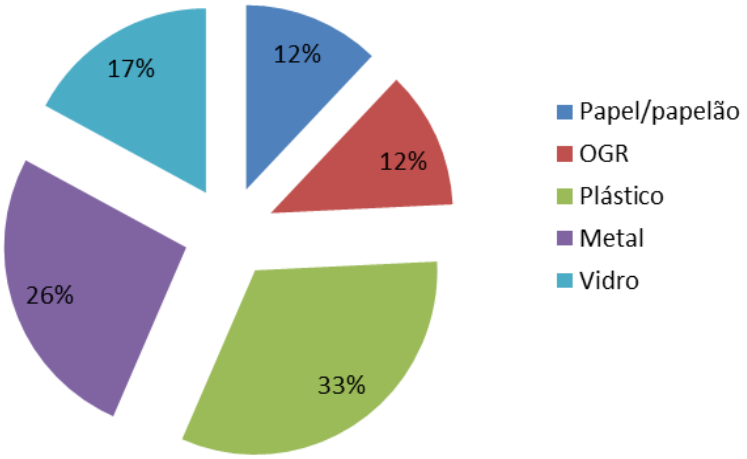


Figura 4. Percentual de Arrecadação com vendas da associação de catadores de Jijoca de Jericoacoara (2016-2018).
Fonte: Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis de Jijoca de Jericoacoara (2018).

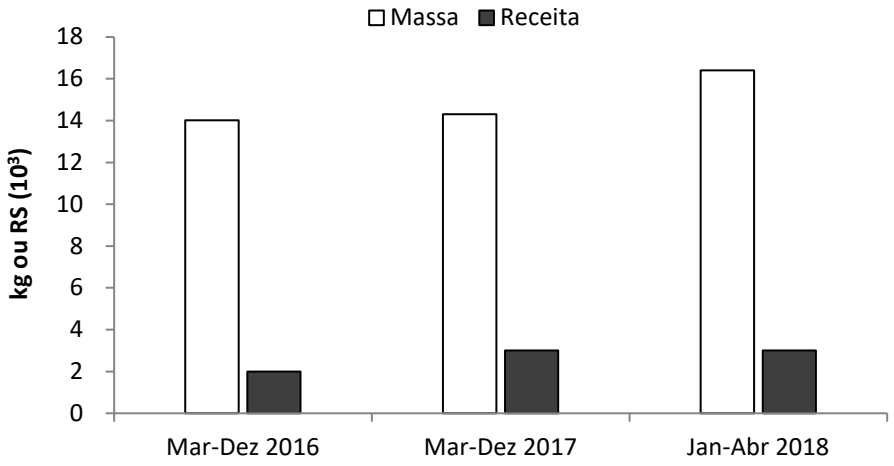
A cooperativa é formada por 14 cooperados que desempenham diversas funções como motorista, catadores (triagem, prensa e vidro), ecopontos, cozinheira e presidente. Na produção, a Cooperativa utiliza os seguintes equipamentos: veículo de coleta (a), prensa (b), bancada de triagem (c), carrinho *big bag* (d), apresentados nas imagens a seguir (Figura 5), além de empilhadeira e balança.

Na Figura 6 são apresentadas as médias mensais de venda e receita da Cooperativa, a partir dos resíduos recicláveis, por ano.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022



Figure 5- Usina de reciclagem da Cooperativa dos Catadores de Jijoca de Jericoacoara (2018)**.**
Fonte: Autores (2018).



Figuras 6. Médias de venda do material reciclado para os anos de 2016-2018 em Jijoca de Jericoacoara (em kg e R$).
Fonte: Autores (2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Observa-se que, apesar do incremento no último ano de mais de 60 grandes geradores, refletido no aumento da massa vendida, a média mensal de arrecadação pela venda de recicláveis permaneceu praticamente constante de 2017 para 2018. Provavelmente o material incrementado possuía baixo valor venal, de modo que o aumento do volume deste material não refletiu acréscimo no valor arrecadado com as vendas.

Compostagem

De acordo com a SETMA este tratamento de resíduos sólidos já foi realizado no município, entretanto, hoje há apenas iniciativas isoladas. A referida Secretaria vislumbra a implantação da compostagem em parceria com a Cooperativa de Reciclagem, e reforça que seria necessária a evolução da Lei de Coleta Seletiva, com atribuição da responsabilidade aos grandes geradores pela destinação dos resíduos orgânicos compostáveis.

Disposição Final

Jijoca de Jericoacoara utiliza lixão para disposição final dos resíduos sólidos gerados (Figura 7), o que desrespeita a Política Nacional de Resíduos Sólidos. A SETMA informou que o município está utilizando uma sexta área como lixão, sendo que nenhuma delas é identificada ou cercada. O local está localizado ao lado do último lixão do município. Juntos, ocupam uma área de, aproximadamente, setenta e cinco mil e oitenta e sete metros quadrados.



Figure 7. Lixão do Jijoca de Jericoacoara (2018).
Fonte: Autores (2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Há alguns anos, o Município de Jijoca de Jericoacoara assinou protocolo de intenções para constituição do Consórcio para Aterro de Resíduos Sólidos com os municípios Acaraú, Bela Cruz, Cruz, Itarema, Marco e Morrinhos. Entretanto, não houve prosseguimento dos estudos. Como se considera inviável a construção e operação de um aterro apenas para Jijoca de Jericoacoara, a perspectiva mais próxima de uma disposição final ambientalmente adequada seria a construção de unidade de transbordo para encaminhar resíduos para o aterro do município de Sobral, a aproximadamente 99 km de Jijoca, de acordo com a SETMA.

Conclusão

Ao analisar a Gestão de Resíduos Sólidos em Jijoca de Jericoacoara, conclui-se que o município alcançou avanços em relação aos resíduos sólidos, principalmente no tocante à coleta seletiva e reciclagem.

Quanto ao PMSB as metas e programas, projetos e ações definidos no documento para os resíduos sólidos não estão servindo de referência para guiar as decisões de gestão do município. Mais da metade dos programas, projetos e ações já foram realizados, mas isto não ocorreu porque estavam previstos no Plano. A maior contribuição da elaboração deste documento foi o diagnóstico, que permitiu o conhecimento da realidade local. Entretanto, é necessário que as ações propostas no Plano guiem melhor as decisões da Prefeitura.

Com o apoio da PMJJ e de empresários locais, a coleta seletiva se firmou na Vila de Jericoacoara e vem alcançando grandes evoluções, como a organização da Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis, a melhoria das condições de trabalho, higiene e segurança no galpão de triagem, a sanção da Lei Municipal de Coleta Seletiva (Lei 489/2017) e o início de ampliação para a Sede de Jijoca.

Além da geração de emprego e renda, houve a redução do encaminhamento de resíduos para o lixão municipal. É importante reiterar a recomendação quanto à necessidade de desativação do lixão e adoção correta para destinação dos resíduos de Jijoca de Jericoacoara.

Assim, recomenda-se que o PGIRS deixe de ser utilizado apenas como ferramenta de diagnóstico, passando também a ser um orientador nas tomadas de decisões da PMJJ em relação a esta temática.

Além disso, é necessário aumentar o quadro de profissionais da Prefeitura para realizar funções importantes relacionadas aos resíduos sólidos que, no momento, estão sendo negligenciadas, como a fiscalização do cumprimento da Lei de Coleta Seletiva e as atividades referentes ao Sistema de Informação para Apoio à Decisão do Saneamento Básico (coleta, armazenamento e monitoramento de dados; geração de relatórios e atualização/manutenção do sistema).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

Em relação à disposição final de resíduos sólidos, orienta-se a desativação do lixão, a remediação ambiental da área e o cercamento dos locais em uso ou já utilizados para este fim, além da utilização de aterro sanitário. Tendo em vista o tamanho do município e a quantidade de resíduos gerada recomenda-se a retomada das negociações com os municípios vizinhos que assinaram protocolo de intenções para o Consórcio para Aterro de Resíduos Sólidos ou um estudo de viabilidade para disposição dos resíduos em aterro de municípios próximos. Além disso, a PMJJ deve implantar a compostagem e promover a inclusão social dos catadores que trabalham no lixão municipal.

Ademais, cita-se a contribuição deste trabalho como disseminador de estratégias exitosas da Gestão de Resíduos Sólidos de Jijoca de Jericoacoara, as quais podem ser utilizadas por outros municípios, como a articulação com o setor empresarial. Bem como revelador dos aspectos que precisam de melhorias na localidade enquanto polo de atração turística no Brasil.

Referências

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2016) *Roteiro para encerramento de lixões: Os lugares mais poluídos do mundo. Brasil*. Acesso em 29 abr. 2018, disponível em https://abrelpe.org.br/roteiro-para-encerramento-de-lixoes

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2016) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2016, disponível em: https://abrelpe.org.br/download-panorama-2016.pdf

Acquatool Consultoria. Plano Municipal de Saneamento Básico de Jijoca de Jericoacoara – CE, 2015.

Brasil. Senado Federal (2015) Projeto de Lei nº 2.298, de 2015. *Prorroga o prazo para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos de que trata o art. 54 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.* Acesso em 28 abr. 2018, disponível em: https://www.camara.leg.br/propostas-legislativas/1555331

Brasil (2007) *Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*, Política Nacional de Saneamento Básico Diário Oficial, Brasília, DF, 5 de janeiro de 2007.

Brasil (2010) *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências,* Política Nacional de Resíduos Sólidos Diário Oficial, Brasília, DF, 2 de agosto de 2010.

Brasil (2018) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos* – 2016, Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Disponível em: http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2001) Resolução nº 275, de 25 de abril de 2001. *Estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos, a ser adotado na identificação de coletores e transportadores, bem como nas campanhas informativas para a coleta seletiva*. Brasília, DF, abril de 2001.

Dias, Sheyla K., Fiori, A. P.S., Nascimento, V., Mello, G., Miranda, P. (2019) Percepción ambiental de los gestores de medios de hospedaje: El caso de Praia do Francês en el Municipio de Marechal Deodoro - Brasil. *Estud. perspect. tur.* [online]., **28**(4), 923-941. Acesso em 09 de vevereiro de 2021. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851173220190004000004&lng=es&nrm=iso

IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (2018) IBGE Cidades – Jijoca de Jericoacoara. Acesso em 09 jun. 2018, disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/jijoca-dejericoacoara/ panorama

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75582
Vol. 15, No.1, 18-35
6 de abril de 2022

ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018) Parque Nacional de Jericoacoara. Acesso em 09 jun. 2018, disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/visitacao1/unidades-abertas-a-visitacao/190-parque-nacionalde- jericoacoara.html

IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (2017) Perfil Municipal – 2017 – Jijoca de Jericoacoara. Acesso em 09 jun. 2018, disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2017/Jijoca_de_Jericoacoara.pdf

IPEA, Instituto de Pesquisa Aplicada (2010) Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos. Brasília.

Jijoca de Jericoacoara, Website da Prefeitura Municipal de Jijoca de Jericoacoara (2017) Estrutura Organizacional. Acesso em 24 mar. 2018, disponível em: https://jijocadejericoacoara.ce.gov.br/arquivos/154/ORGANOGRAMA___0000001.pdf

Jijoca de Jericoacoara, Política Municipal de Saneamento Básico (2017) *Dispõe sobre a Política Municipal de Saneamento Básico e o Plano Municipal de Saneamento Básico de Jijoca de Jericoacoara – CE*. Paço da Prefeitura Municipal de Jijoca de Jericoacoara, 11 de agosto de 2017.

MTUR, Ministério do Turismo (2018) Acesso em 04 de fevereiro de 2021, disponível em: http://www.regionalizacao.turismo.gov.br/images/pdf/PerguntasRespostasCategorizacao2018.pdf

Santos, J.G., Cândido, G.A. (2015) "Gestão e gestão de dois resíduos sólidos resultantes da atividade turística em Porto de Galinhas - PE". *Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo* **9**(1), 40- 58.

SETUR-CE, Secretaria do turismo do Estado do Ceará (2010) *Relatório de Pesquisa: Demanda Turística Pólo Jericoacora.*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

INFLUÊNCIA DA FONTE PRIMÁRIA DE CARBONO E DE MACRONUTRIENTES NA REMOÇÃO DE ÍNDIGO CARMIM POR *Aspergillus Niger* EM REATOR DE ESCOAMENTO CONTÍNUO

Carolina de Oliveira Marinho [1]
* Bárbara Chaves Aguiar Barbosa [2]
Carlos Ronald Pessoa Wanderley [1]
Glória Marinho [1]
Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa [1]

INFLUENCE OF THE PRIMARY SOURCE OF CARBON AND MACRONUTRIENTS ON THE REMOVAL OF INDIGO CARMINE BY Aspergillus Niger IN A CONTINUOUS FLOW REACTOR

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

Abstract

The primary carbon source influence and macronutrients on the efficiency of a continuous flow fungal reactor in the removal of indigo carmine dye (100 mg/L) was evaluated. Aspergillus niger was the species inoculated in the reactor that was operated under hydraulic detention time of 12 h, in three phases: phase I - addition of 1 g / L of glucose and macronutrients; phase II - addition of 0.5 g/L of glucose and macronutrients and phase III - addition of 0.5 g/L of glucose and absence of macronutrients. The average removals of dye and organic matter in phases I, II and III were 93%, 98%, 36% and 65% and 74% and 35%, respectively, and those for ammonia nitrogen were 30%, 12.5 % and 96%, respectively, in phases I, II and II. Nitrate was removed less efficiently than ammoniacal nitrogen in phases I and II, except in phase III, when both were removed with an average efficiency of 96%. The largest mass of affluent dye was removed biologically. The results also indicated that there was a better removal of dye when glucose and macronutrients were added to the medium, with performance being impaired when the nutritional solution had its addition suppressed (phase III). This showed that the efficiency of the system regarding the removal of the dye was influenced by the extra addition of nutrients, as well as by the concentration of the co-substrate (glucose), demonstrating the potential of the technology for use in the treatment of textile effluents.

Keywords: continuous reactor, co-substrate, mycorremediation, textile dye.

[1] Laboratório de Tecnologia Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará –IFCE, Fortaleza, Ceará, Brasil.
[2] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão – IFMA, Brasil.
* *Autor correspondente:* Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Laboratório de Tecnologia Ambiental-LATAM. Avenida Treze de Maio, nº 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará. CEP: 60040-215. Email: barbara.barbosa@ifma.edu.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Resumo

Foi avaliada a influência da fonte primária de carbono e de macronutrientes sobre a eficiência de reator fúngico de escoamento contínuo na remoção de corante índigo carmim (100 mg/L). *Aspergillus niger* foi a espécie inoculada no reator que foi operado, sob tempo de detenção hidráulica de 12 h, em três fases: fase I - adição de 1 g/L de glicose e macronutrientes; fase II - adição 0.5 g/L de glicose e macronutrientes e fase III - adição de 0.5 g/L de glicose e ausência de macronutrientes. As remoções médias de corante e de matéria orgânica nas fases I, II e III foram, respectivamente, de 93% 98%, 36% e 65% e 74% e 35% e as de nitrogênio amoniacal foram de 30%, 12.5% e 96%, respectivamente, nas fases I, II e II. O nitrato foi removido com menor eficiência que o nitrogênio amoniacal nas fases I e II, exceto na fase III, quando ambos foram removidos com eficiência média de 96%. A maior massa de corante afluente foi removida pela via biológica. Os resultados indicaram ainda que houve melhor remoção de corante quando glicose e de macronutrientes foram adicionados ao meio, sendo o desempenho prejudicado quando a solução de nutricional teve sua adição suprimida (fase III). Isto mostrou que a eficiência do sistema quanto à remoção do corante foi influenciada pela adição extra de nutrientes, assim como pela concentração do cossubstrato (glicose), demonstrando o potencial da tecnologia para uso no tratamento de efluentes têxteis.

Palavras chave: corante têxtil, cossubstrato, micorremediação, reator contínuo.

Introdução

As discussões sobre as atividades que causam impactos no meio ambiente têm se intensificado desde o fim da década de 1950. Atualmente busca-se ainda mais tecnologias que possam promover o consumo aliado à boas práticas de manejo dos recursos ambientais (Olivatto *et al.*, 2018).

Uma das atividades que possuem elevado potencial de alteração do ambiente é a desenvolvida pelas indústrias têxteis. Esse tipo de indústria é caracterizado pelo elevado consumo de corantes e de água, sendo consequente a geração de efluentes com elevado nível de coloração (Silva, 2019), pois, segundo Madhavan *et al*. (2010), durante algumas etapas do processo industrial têxtil ocorre o descarte de 1 a 20% dos corantes usados. O lançamento de efluentes têxteis *in natura* em corpos receptores causa muitos impactos ambientais. Por exemplo, a presença desses efluentes promove a diminuição da atividade fotossintética, através da coloração da água, e aumenta sua toxicidade, advinda principalmente dos subprodutos formados durante a clivagem das moléculas do corante (Jeronimo *et al*., 2019).

Com a necessidade de promover o consumo sustentável e atender as legislações ambientais cada vez mais rigorosas, as indústrias têxteis modernas adotaram novas formas de tratamento para esses efluentes. No entanto, faz-se necessário investigar alternativas para melhorar os processos de tratamento e a disposição final desses rejeitos (Macedo, 2019). Nesse sentido, muitos processos biotecnológicos vêm sendo desenvolvidos. O uso de tratamentos biológicos utilizando micro-organismos aeróbios e anaeróbios, apresentam-se como processos que tratam os efluentes têxteis de modo eficiente, econômico e com menor geração possível de resíduos (Ü. D. Gül, 2019).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Dentre os micro-organismos que atuam na remediação de compostos poluentes, os fungos se destacam por possuírem vários mecanismos que possibilitam a metabolização de moléculas persistentes dos corantes têxteis. Outra vantagem desses seres é sua capacidade de sintetizar extensa gama de compostos bioquímicos finos e enzimas não específicas e oxidantes, o que facilita a degradação de maior gama de poluentes (Ü. D. Gül, 2019).

Diversas pesquisas tem sido desenvolvidas na área da micorremediação como relatado por, Khalaf (2008), Kumar *et al*. (2012), Molla e Khan (2018), Chicatto *et al.* (2018), Covi Jr *et al*. (2019), Ortiz-Monsalve (2019) e Santos *et al.* (2020), autores estes que obtiveram resultados promissores na remoção de compostos recalcitrantes.

Contudo é crucial entender o funcionamento do metabolismo fúngico e as estratégias operacionais a serem adotadas visando o alcance de maiores remoções do poluente. Dentro deste contexto, observa-se que a fonte primária de carbono e a concentração de nitrogênio exercem influência sobre o desempenho do processo de micorremediação, como observado nos trabalhos de Rybczynska-Tkaczyk e Korniłłowicz-Kowalska (2017) e Eibes e Hormaza (2019).

Segundo Rybczynska-Tkaczyk e Korniłłowicz-Kowalska (2017) o tipo de cossubstrato e da fonte de nitrogênio, assim como a concentração a ser adicionada, reflete diretamente no aumento de eficiência de remoção do poluente principal. Os autores avaliaram a adição de diferentes cossubstratos na remoção de cor de efluente de processamento de papel pelos fungos *Haematonectria haematococca* BwIII43, K37 e 33 *Trichoderma harzianum* BsIII33, tendo-se obtido o melhor desempenho do processo, com eficiência superior a 90%, quando da adição de glicose (2.5 g/L) e de sulfato de amônio (2.5 g/L), em pH 6.

Já Merino, Eibes e Hormaza (2019), apontaram que extrato de levedura foi mais eficiente com fonte de nitrogênio para *Pleurotus ostreatus* e *Trametes versicolor* na remoção de Brilhante Azul e de Vermelho Allura, sendo glicose e manitol os cossubstratos adicionados ao meio aquoso. Porém, nas condições estudas, a glicose não foi o cossubstrato mais eficiente para a remoção dos corantes, indicando que os micro-organismos e as características do meio influenciam diretamente na escolha do cossubstrato e da fonte de nitrogênio a ser adicionada. Avaliar as condições que proporcionem melhoria do desempenho dos micro-organismos é de suma importância, pois cada espécie irá possuir demandas nutricionais específicas.

Assim, buscou-se estudar a remoção do corante índigo carmim de efluente têxtil sintético em reator de leito fixo e escoamento contínuo inoculado com *Aspergillus niger* AN 400, utilizando glicose como cossubstrato e adicionando solução de macronutrientes.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Materiais e métodos

Produção da suspensão de esporos fúngicos

Aspergillus niger AN 400 foi cultivado em placas de Petri contendo meio de cultura Ágar *Sabouraud Dextrose*, acrescido de 1 mL/L de solução de Vishniac e de 0,05 g/L de cloranfenicol, conforme metodologia de Sampaio (2005). As placas foram mantidas a temperatura de 28ºC ± 2º por 7 dias. Posteriormente os esporos foram removidos com 4 mL de solução de Tween 80 ($C_{64}H_{124}O_{26}$) e transferidos para tubos de ensaio. Para contagem dos esporos, preparou-se uma solução utilizando 50 µL de suspensão de esporos, previamente agitada, acrescida de 950 µL de Tween. Em seguida foram transferidos para uma câmara de Newbauer 20 µL da solução preparada, onde se procedeu a contagem dos esporos em microscópio óptico. Para o cálculo do número de esporos foi utilizada a Equação 1:

$$\text{Esporos/mL} = \text{esporos contados} \times \text{diluição} \times 2.5\text{x}10^5 \qquad \textbf{Equação (1)}$$

Imobilização da biomassa em meio suporte

Os fungos foram imobilizados em espuma de poliuretano (60 g), cortada em cubos de 1 cm de aresta – previamente esterilizada por 20 min a 121ºC, com uso de frascos de 5 L, contendo 4 L de meio de crescimento constituído por 1 ml/L de solução Vischiniac (g/L): EDTA (10), $ZnSO_4$. $7H_2O$ (4), $MnCl_2$. $4H_2O$ (1), $CoCl_2.6H_2O$ (0.32), $(NH_4)6Mo_7O_{24}$. $4H_2O$ (0.22), $CaCl_2$. $2H_2O$ (1,47), $FeSO_4.7H_2O$ (1) e clorafenicol (0,5). Em seguida, inoculou-se 2 x 10^6 esporos/mL da suspensão de esporos dentro do reator de escoamento contínuo que já continha as espumas de poliuretano (60 g) esterilizadas, e meio de crescimento. Inicialmente, o reator permaneceu sob aeração durante 24 horas, sendo alimentado com meio de crescimento durante 10 dias, até a formação do biofilme na superfície do material suporte, em regime de batelada. Após esse período, o reator foi operado em regime de escoamento contínuo.

Água residuária sintética

O efluente foi produzido com água de abastecimento, adicionado de solução Vishniac (1mL/L) e macronutrientes – 0.5 g/L de $(NH_4)_2SO_4$, 0.25 g/L de $NaNO_3$, 0.20 g/L de KH_2PO_4, 0.25 g/L de $MgSO_4$, 0.01 g/L de $CaCl_2.2H_2O$, 0.08 g/L de $CuSO_4.7H_2O$, 0.05 g/L de H_2MoO_4, 0.05 g/L de $MnSO_4.5H_2O$, 0.05 de $Fe_2(SO_4)_3$ e 0.04 g/L de $ZnSO_4$. A glicose também foi adicionada ao meio sintético, em diferentes concentrações. A concentração de corante índigo carmim no meio era de 100 mg/L, sendo que hidrossulfito de sódio (0.02 g/L) foi também utilizado para melhorar a solubilização do corante. Para manutenção do meio ácido, utilizou-se ácido sulfúrico 5 N, uma vez que maios com valores mais baixos de pH são mais favoráveis para a produção de enzimas degradadoras (Reginatto *et al.,* 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Monitoramento do reator

O reator foi operado em 3 fases distintas: fase I, com uso de 1g/L de glicose e adição de macronutrientes no afluente; fase II, com 0,5 g/L de glicose e adição de macronutrientes e fase III, com 0,5 g/L de glicose, porém sem adição extra de macronutrientes. Antes de cada fase houve a inoculação e imobilização fúngica no reator de fluxo contínuo. Foram realizadas para cada fase de operação nove coletas do afluente e efluente do reator, operado sob o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas. As análises realizadas foram de Demanda Química de Oxigênio (DQO) – de amostras bruta e solúvel –, corante, compostos nitrogenados – amônia e nitrato – e pH, sendo todas executadas de acordo com os métodos descritos no APHA (2005), exceto corante que e nitrato, os quais foram executados conforme descrito por Rodrigues *et al*. (2011). Foi utilizado um espectrofotômetro UV-Vis Shimadzu 1601 PC para a leitura das absorbâncias na determinação do corante.

Ensaios de adsorção no meio suporte

O ensaio de adsorção do corante no meio suporte foi realizado em frasco de vidro de 5 L, onde foram adicionados 12 g de espumas de poliuretano, previamente secas em estufa, corante índigo carmim na concentração de 100 mg/L e solução de Vishniac. A capacidade máxima de adsorção do corante na espuma foi monitorada a partir da sua concentração inicial e final no meio durante período de 120 minutos, sendo retiradas alíquotas em tempos determinados. A equação 2 foi utilizada para encontrar a massa total de corante adsorvido no material suporte:

$$\text{Massa de corante adsorvida (mg)} = (C_0 - C_e) \times V \text{ (mg/L)} \qquad \textbf{Equação (2)}$$

onde, C_0: Concentração de corante afluente (mg/L); C_e: Concentração de corante no efluente (mg/L); V: Volume (L).

Análise de subprodutos da degradação

Amostras do afluente e efluente de cada uma das fases foram submetidas à levantamento espectroscópico das bandas de absorção. Para isso, foram realizadas "varreduras" das amostras centrifugadas entre 200 e 1000 nm em espectrofotômetro UV-Vis (Thermo *Evolution 100*).

Resultados e discussão

A variação da concentração do corante índigo carmim na entrada e saída do Reator Biológico com Fungos (RBF) ao longo das Fases I e II está expressa na Figura 1.

Na Fase I, o valor médio de corante no afluente de RBF foi de 109 ± 5.6 mg/L, sendo que, após o tratamento, registrou-se no efluente uma concentração média de 4.25 mg/L, o que demonstrou a eficiência do sistema quanto à remoção do índigo carmim, resultando em um percentual médio de remoção de 96%. Foram observadas remoções superiores a 99% nos pontos amostrais 4, 6, 7 e 8.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

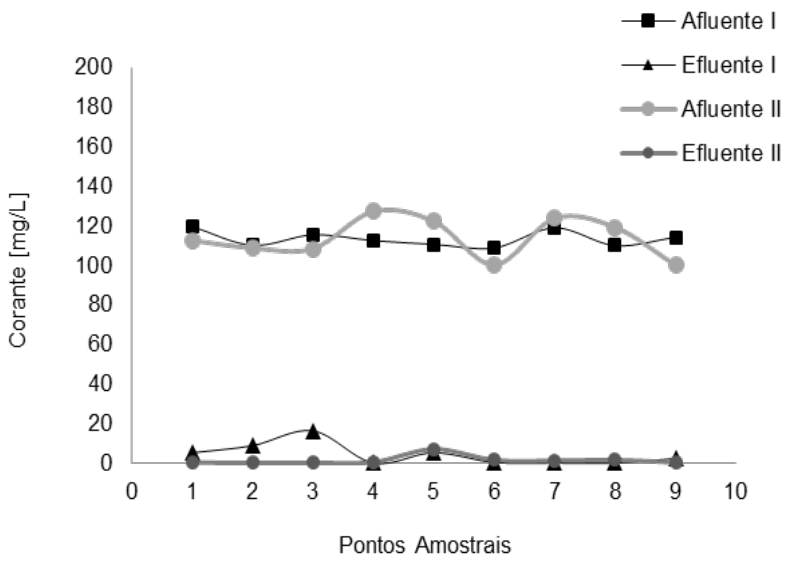


Figura 1. Variação da concentração de corante no RBF durante as Fases I e II.

Já na Fase II, a concentração média do corante índigo carmim afluente foi de 112 ± 3.22 mg/L. No efluente, observou-se remoção média de 98% e remoções acima de 99% nos pontos 1, 2, 3, 4,7 e 9. Cabe indicar que nessa fase houve diminuição da concentração de glicose, e mesmo na nessa condição as remoções de corante foram elevadas, indicando que a espécie fúngica utilizou bem o corante como fonte de carbono mesmo com menor concentração de glicose.

Silva (2012) investigou a descoloração do índigo carmim presente em um efluente têxtil in natura pelo *Aspergillus niger* em reatores de batelada sequencial, operados com tempo reacional de 48 horas, verificando a influência da presença de macronutrientes na descoloração. A concentração de corante no afluente variou de 3 a 20 mg/L, sendo acrescido no meio glicose (3 g/L) e fontes de nitrogênio - $(NH_4)_2SO_4$ e $NaNO_3$. A média de remoção do corante foi de 55%. O menor percentual de remoção obtido por Silva (2012), em comparação com a presente pesquisa, pode ser atribuído ao excesso de glicose utilizado pelo autor, o que pode fazer com que ocorra repressão enzimática do metabolismo microbiano (Adnan *et al*., 2016).

Asses *et al.* (2018) também utilizaram a espécie fúngica *Aspergillus niger* para remoção do corante. Os autores avaliaram a capacidade da espécie degradar o azocorante vermelho do congo (250 mg/L). O estudo consistiu em avaliar a capacidade de micorremediação associada aos efeitos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

do pH, concentração inicial de corante, temperatura e agitação, velocidade de descoloração e produção de enzimas. Os resultados obtidos indicaram que *Aspergillus niger* foi capaz de remover 97% do corante do meio liquido, com pH variando entre 5 e 6, após seis dias de contato, sob agitação de 150 rpm. Ao comparar o trabalho de Asses *et al*. (2018) com o presente estudo, observa-se que embora se tenha alcançado eficiências de remoção de corante similares em ambos os trabalhos, o uso de reator contínuo para tratamento de efluentes contendo corantes tem como vantagem permitir processamento de maiores vazões. Cabe então mencionar que, apesar da estrutura molecular do corante azo e do indigóide serem diferente, ambos são considerados tóxicos e difícil degradação no meio, podendo causar o último, inclusive, danos permanentes à córnea e conjuntiva do homem (Secula *et al.,* 2011).

Remoções interessantes de corantes também têm sido alcançadas com biomassa fúngica morta como reportado por Dogan *et al*. (2018) que estudaram a remoção de índigo carmim, em concentração de 100 mg/L, por biomaasa morta de *Pleurotus ostreatus*, e registraram uma remoção máxima do poluente de 83%. Porém, as eficiências alcançadas por Dogan *et al.* (2018) foram inferiores que as obtidas nesta pesquisa, além do fato de que o uso da biomassa morta representa apenas a transferência do poluente de fases, da líquida para sólida, não solucionando de fato o problema ambiental, já que a mesma atua meramente como adsorvente.

Na Fase III, a concentração média do corante no afluente foi de 101 ± 4.3 mg/L (Figura 2). Já os valores obtidos no efluente durante essa fase, foram maiores que aqueles registrados nas Fases I e II, observando-se percentual médio de remoção de 36%.

Nesta fase, com a glicose mantida em 0.5 g/L e os macronutrientes retirados do meio, a eficiência de remoção do corante foi menor em comparação as Fases I e II, tendo-se registrado na Fase III remoção média de 36%, com máximas nos pontos 1 e 9, de 62% e 69%, respectivamente. No ponto 6 foi observada menor remoção de corante (7.4%). Assim, a retirada dos macronutrientes do afluente ao reator não foi benéfica para remoção do índigo carmim, de modo que com a supressão da adição de macronutrientes, o meio não suprir as necessidades nutricionais dos fungos, conforme reportado por Esposito e Azevedo (2010). Estes autores verificaram que a presença de macronutrientes como nitrogênio, fósforo e enxofre, entre outros, é fundamental para o bom funcionamento do metabolismo fúngico na síntese de macromoléculas celulares de interesse celular.

A eficiência baixa de remoção de corante registrada na Fase III pode estar relacionada à uma possível diminuição da produção de enzimas fúngicas, devido à ausência ou limitação de fontes de nitrogênio no meio, visto que a excreção de enzimas é influenciada pelas concentrações de nutrientes como carbono e nitrogênio (Elisashvili e Kachlishvili, 2009), além de outros fatores como pH, temperatura, oxigênio dissolvido, agitação e a presença de micronutrientes (molibdênio, zinco, cobalto, entre outros) (Singh e Chen, 2008; Chicatto *et al*., 2018; Covi Jr *et al*., 2019).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

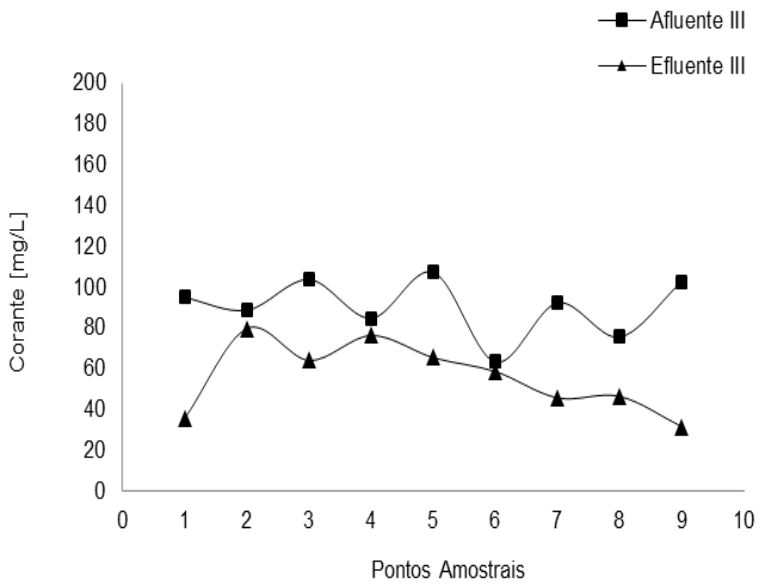


Figura 2. Variação da concentração de corante índigo carmim no RBF na Fase III.

A ação da degradação por via biológica pode ser endossada pelo ensaio de adsorção realizado no material suporte que indicou uma capacidade de adsorção do corante pela espuma suporte de 0.012 g/g. Como foi removida uma massa total de 8.52 de corante e, observando-se que havia no interior do reator 60 g espuma, haveria 0.142 g de índigo carmim por grama de espuma suporte, valor este superior à capacidade de adsorção deste material suporte. Apenas 8.5% do corante afluente ao reator ficou retido em seu interior por adsorção ao material suporte. Embora corante também possa adsorver no biofilme, conforme estudo de Assis *et al*. (2018), a biomassa fúngica possui capacidade limitada de adsorver o corante, sendo que os autores chegaram a um valor de 27% para a massa de vermelho do congo retida na biomassa de *Aspergillus niger*.

A micorremediação também pode ser endossada pelas varreduras realizadas no afluente e efluente do reator. Na Figura 3 é mostrada a varredura espectofotométrica realizada no afluente e efluente do reator, no 8ª ponto amostral da Fase I, sendo observada a presença de três picos principais no afluente, com um deles ocorrendo na banda que absorve na região correspondente à faixa visível responsável pela coloração azul do índigo carmim (λ: 675 nm) e os outros dois picos na banda de absorção na região do UV visível (λ: 205 e 295 nm), que se referem à fração aromática do corante.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

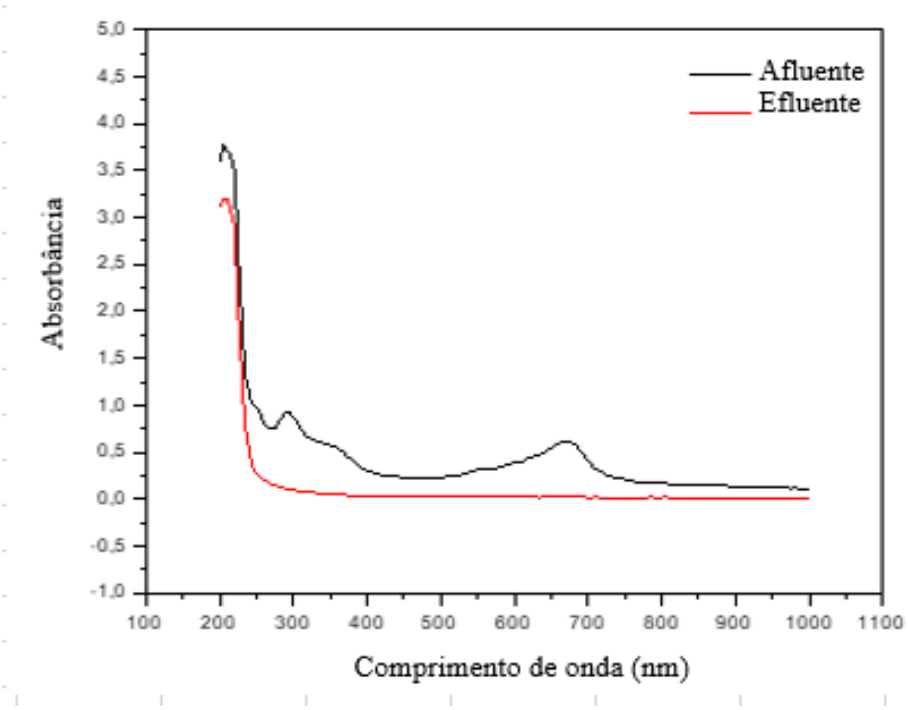


Figura 3. Varredura do índigo carmim no afluente e efluente do 8º ponto amostral da Fase I.

Ao comparar com a varredura feita no efluente, houve diminuição da intensidade das bandas na região relativa ao grupo cromóforo do índigo carmim, o que ficou evidente na perda de coloração da água residuária após passar pelo reator. Nas demais frações aromáticas da molécula do corante, nos comprimentos de onda de 205 nm e 295 nm, foram registradas remoções de 15% e 89%, respectivamente, o que ratificou os resultados obtidos em termos de degradação de corante. O pico no comprimento de 205 nm e o baixo percentual de remoção indicam a presença da molécula de benzeno no meio, como subproduto da degradação do corante.

No tocante a variável que representa a quantidade de matéria orgânica total e solúvel (DQO), observou-se que na Fase I, a média da concentração de DQO total na entrada do reator foi de 1197 mg/L, sendo a remoção mínima obtida no 2º ponto amostral, restando no efluente 879.83 mg/L. A maior remoção de DQO foi registrada no 8º ponto, ficando no efluente uma concentração de 1.45 mg/L, como apresentado na Figura 4. Em relação a matéria orgânica solúvel, a concentração média afluente foi 775.02 mg/L, com a mínima de 637.25 mg/L (8º ponto) e máxima de 979.76 mg/L (5º ponto). No efluente, a média de concentração de DQO solúvel foi de 135 mg/L, mínima de 0.46 mg/L (7º ponto) e máxima de 431.75 mg/L (4º ponto).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

A remoção média de DQO total na Fase I foi de 65%. Os percentuais máximos obtidos foram no 7º e 8º pontos amostrais, com remoções de 99.6 % e 99.8%, respectivamente. Os percentuais mínimos de remoção registrados ocorreram no 2º e 4º pontos, os quais foram de 34.5% e 35%, respectivamente. A remoção média de DQO solúvel foi de 84%, a máxima foi de 99% obtida nos pontos amostrais 2, 3, 6, 7 e 8, e a mínima foi de 51.71% referente ao 4º ponto.

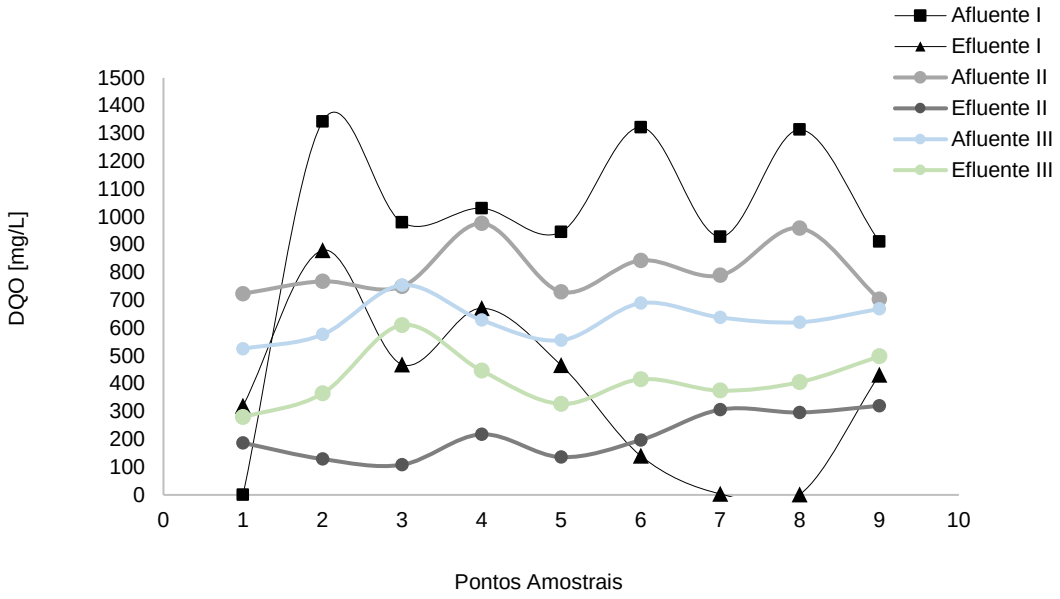


Figura 4. Variação da concentração de DQO total no RBF nas Fases de operação do reator.

Na Fase I, ao longo da operação do reator, o emprego de 1 g/L de glicose como cossubstrato propiciou o crescimento exagerado de biofilme em seu interior, provocando por diversas vezes a colmatação do leito e, posteriormente, a perda de biomassa. Na literatura são relatados como frequentes os problemas de operação associados ao crescimento excessivo de fungos em reatores contínuos de leito fixo, o que acaba por causar obstruções no leito (Hai *et al*., 2008; Khelifi *et al*., 2008; Divriklioglu, Akar S., Akar T, 2019).

Para Fase II, a concentração média afluente de DQO total foi 805 mg/L, com máxima registrada no 4º ponto amostral de 977 mg/L e mínima de 703 mg/L, no 9º ponto amostral. No efluente, a concentração média de DQO total foi 211 mg/L, com máxima e mínima de 320.35 mg/L (9º ponto) e 129 mg/L (2º ponto), respectivamente. Já a DQO solúvel do efluente apresentou concentração média de 137 mg/L, com valores máximos e mínimos de 282 mg/L e 61 mg/L, respectivamente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

A respeito da Fase II, o percentual médio de remoção de matéria orgânica total foi de 74%, superior ao percentual obtido na Fase I (65%,). Os percentuais de remoção registrados na Fase II indicaram maior estabilidade do sistema quando comparados os resultados obtidos na Fase I. Porém, em nenhuma dos pontos amostrais da Fase II, foram observadas remoções acima de 90%, sendo a remoção máxima e mínima de 83% (2º ponto) e 54% (9º ponto), respectivamente. O percentual médio de remoção de DQO solúvel nesta etapa foi 77%, bem semelhante ao percentual médio da DQO total.

Quando se passou a adicionar 0.5g/L de glicose no afluente do reator, não foram observados mais episódios de colmatação, o que favoreceu a não quantificação de biomassa dispersa no momento da análise de DQO solúvel. A remoção máxima e mínima de DQO solúvel foi de 90% (3º ponto) e 56% (9º ponto).

As remoções baixas apresentadas em alguns pontos amostrais das Fases I e II teriam relação com a perda de biomassa, o que, segundo Meksi *et al*. (2007), pode ocorrer devido à presença de subprodutos tóxicos provenientes da decomposição do Hidrossulfito de sódio, que foi adicioncado na água residuária sintética para solubilizar o corante índigo carmim. Além disso, a maior concentração de glicose no meio favoreceu o crescimento do biofilme, o que terminou por provocar sua saída com o efluente. Essa situação fez com que houvesse maior quantificação de matéria orgânica, como consequência da maior presença de fragmentos do biofilme no efluente.

Quando a remoção de matéria orgânica não é muito elevada em comparação com as remoções de corante, pode indicar fragmentação da molécula do corante, já que as bandas do espectro de absorção de cor sofrem intensa diminuição (Ali *et al*., 2008, e Casas *et al*., 2009). Porém, em solução, provavelmente existem muitos intermediários orgânicos, não identificados que não teriam sido efetivamente assimilados pelos micro-organismos, os quais contribuem na parcela de DQO remanescente.

Ali *et al*. (2008) e Ikeda *et al*. (2006) relataram que o fungo ao utilizar a fonte de carbono para síntese de biomassa e energia, promove a produção de metabólitos quando da ruptura das ligações químicas do composto a sofrer degradação. Os metabólitos formados podem ser acumulados no interior da célula ou excretados. Assim, as baixas eficiências de remoção de matéria orgânica solúvel podem estar associadas à presença de produtos secundários no meio, oriundos da degradação da glicose pelo fungo.

Sharari *et al*. (2013) afirmaram que alguns compostos recalcitrantes requerem mais tempo para que a biodegradação seja completa, o que pode ter ocorrido nesta pesquisa, especialmente em componentes resultantes da molécula do índigo carmim ou outras moléculas persistentes presentes no efluente. Possivelmente, o TDH de 12 horas pode ter sido insuficiente durante as Fases I e II para total metabolização dos compostos considerados complexos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Na Fase III, a concentração média, máxima e mínima afluente de DQO total foi de 629 mg/L, 754 mg/L (3º ponto) e 525 mg/L (1º ponto), respectivamente. Após o tratamento biológico, a concentração média de DQO total foi 414 mg/L, os valores máximos e mínimos dos efluentes foram de 611 mg/L (3º ponto) e 279 mg/L (1º ponto).

Com relação à DQO solúvel no afluente, a concentração máxima foi registrada no 6º ponto amostral, consistindo em 625 mg/L, e a mínima de 483 mg/L, no 9º ponto amostral. A concentração média na entrada do reator na referida coleta foi de 566 mg/L. Entretanto a concentração média no efluente foi de 332 mg/L e os valores máximos e mínimos foram 413 mg/L (8º ponto) e 269 mg/L (1º ponto), respectivamente.

O percentual médio de remoção de matéria orgânica total foi de 35%, notoriamente inferior aos percentuais obtidos nas fases anteriores desta pesquisa. Provavelmente, a ausência de macronutrientes influenciou no desempenho do reator, como indicado por Putzke e Putzke (2002), que afirmaram a importância da presença de nutrientes para o crescimento, esporulação e metabolismo fúngico, o que justificaria as baixas remoções de DQO e corante, pois houve pequeno crescimento de biomassa nesta fase. As remoções máximas e mínimas de DQO total foram de 47% (1º ponto) e 19% (3º ponto), respectivamente. O percentual médio de remoção de DQO solúvel foi 41%, bem semelhante ao percentual médio da DQO total desta fase e a remoção máxima e mínima de 52% (7º ponto amostral) e 24.5% (9º ponto amostral).

Mesmo que a remoção de DQO na Fase III tenha sido inferior as observadas nas demais fases, ainda houve remoção da matéria orgânica no meio. Por exemplo, Molla e Khan (2018) avaliaram a diminuição da toxicidade de efluente têxtil em Bangladesh com duas cepas de fungos filamentosos, *Trichoderma harzianum* e *Mucor hiemalis*, e relataram remoção de DQO 91.35%, tendo o afluente in nautura concentração de 582 mg/L, valor esse inferior aos registrados na presente pesquisa, pois na Fase III, a concentração maior registrada no afluente foi de 754 mg/L, o que também pode ter interferido no processo de remoção do poluente pela espécie fúngica estudada, visto que além da concentração de matéria orgânica ser elevada, o meio não dispunha de macronutrientes para desenvolvimento apropriado.

Contrariamente ao ocorrido nas Fases I e II, em praticamente todos os pontos amostrais da Fase III, com exceção do 1º, as eficiências de degradação do índigo carmim foram menores em relação à matéria orgânica dissolvida no meio aquoso, em termos de DQO. Este fato foi atribuído à possível formação de subprodutos que foram prontamente assimilados pelo fungo decorrente da oxidação da glicose adicionada no meio por ação de enzimas excretadas pela a espécie *Aspergillus niger*, como as flavoproteínas e lactonases, que são responsáveis pela a hidrólise da glicose a ácido glucônico (Bankar *et al*., 2009).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Além disso, a ausência de ausência de nutrientes específicos como o nitrogênio pode interferir na produção de enzimas que atuariam na quebra da molécula do corante, visto que a presença ou ausência do nitrogênio afeta diretamente o funcionamento do sistema enzimático e causa alterações no metabolismo secundário da célula (Leatham e Kirk, 1983; Reginatto *et al*., 2017). Gupta *et al*. (2019) também constataram que espécies fúngicas necessitam de macro e micronutrientes em concentrações adequadas para se desenvolverem e consumirem compostos recalcitrantes. Os autores concluíram que a presença de glicose favoreceu o crescimento fúngico e que os macronutrientes permitiram melhor produção enzimática, esta última necessária para degradação dos poluentes alvo.

Os valores finais de pH da Fase I mantiveram-se na faixa ácida, com variação de pH de 3.22 e 4.16, conforme apresentado na Figura 5. Também pode-se avaliar que na Fase II os valores de pH afluente foram ajustados e variaram de 4.12 a 5.24, visto que Kumar *et al*. (2012) indicaram quo pH ótimo para o crescimento e que favorece a remoção de corante têxtil por diferentes fungos varia entre pH 4 e 6, e além disso, essa faixa de pH influencia na carga elétrica da superfície da biomassa fúngica, que, por sua vez influencia na adsorção de grupos carregados ou formas iónicas do corante na solução. Já os valores efluentes registraram pequenas oscilações permanecendo na faixa ácida, variando de 3.8 a 4.84.

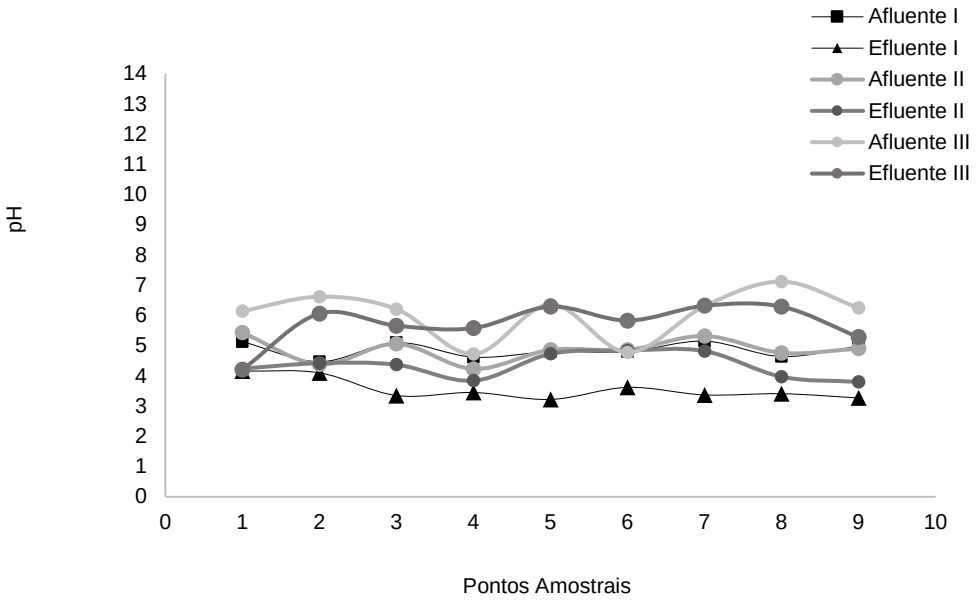


Figura 5. Variação do pH no reator biológico ao longo das fases de operação do reator.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

O *Aspergillus niger* possui a capacidade de produzir ácidos orgânicos a partir do consumo da glicose, mantendo o pH entre 2 e 4, que é uma vantagem competitiva frente aos outras micro-organismos, pois é nessa faixa de pH que ocorre maior produção de enzimas, o que pode contribuir para degradação do corante (Pires, 2011; Reginatto *et al*., 2017).

Na Fase III, os valores de pH efluente apresentaram alterações em relação aos registrados nas fases anteriores (Figura 5). Nos pontos amostrais 3, 4, 5 e 6 o pH de saída foi levemente superior ao de entrada, tendendo a neutralidade, já nos pontos 1, 2 ,7, 8 e 9 o efluente manteve-se na faixa ácida. Esse comportamento pode estar relacionado ao pouco consumo de corante e DQO do meio, o que pode ter mantido o pH do efluente mais próximo da neutralidade, visto que o consumo de fontes de carbono leva à acidificação do meio pela liberação de ácidos orgânicos (Liao *et al*., 2018).

Sobre as parcelas de nitrogênio no meio, nitrogênio amoniacal, observou-se que Fase I, na entrada do reator, a concentração média foi de 123.5 mg/L, com valor máximo de 130 mg/L (2º ponto) e mínimo de 116 mg/L (1º ponto), como apresentado na Figura 6. Após o tratamento, a concentração média efluente de amônia foi de 87 mg/L, sendo o valor máximo de amônia no efluente de 111 mg/L (4º ponto) e mínimo de 40.03 mg/L (5º ponto).

Observou-se que a remoção de amônia apresentou grandes oscilações, obtendo-se remoção média de 31%, remoção máxima de 66% (5º ponto), que coincidiu com o ponto amostral onde ocorreu a maior acidificação do meio, com pH afluente de 3.22, e a mínima foi de 5.9%. Liu *et al*. (2016) indicaram quem em pH mais ácido há maior consumo de amônia por espécies fúngicas e quando a concentração de amônia está em concentrações superiores a 100 mg/L, pode existir diminuição de consumo pelo micro-organismo, o que pode explicar também média de remoção de amônia baixa.

Ocorreram variações no consumo de amônia, de modo que, em alguns momentos, seu consumo foi mais acentuado. Porém, houve diminuição desse consumo nos pontos amostrais 4, 6 e 7 em relação aos pontos amostrais anteriores. Conforme Li e Kane (2009) existe liberação de compostos nitrogenados armazenados no interior das células fúngicas para o meio, sendo estes decompostos diretamente a NH_4^+, o que pode esclarecer as reduções nos percentuais de remoção de amônia.

Na Fase II a concentração de amônia variou no afluente de 133 mg/L (4º ponto) a 154.6 mg/L (9º ponto), com uma concentração média de 144 mg/L (Figura 6). Após o tratamento, a concentração média no efluente de amônia foi de 126 mg/L, sendo a concentração máxima de amônia no efluente de 151 mg/L (9º ponto) e mínima de 116.5 mg/L (1º ponto). A remoção média de amônia foi de 12.5%, inferior que a remoção média da Fase I (30.2%), possivelmente pela menor disponibilidade de glicose (0.5 g/L), sendo a remoção máxima de 20.5% e mínima de 1.7%. Na Fase II a concentração de amônia no meio também foi superior a 100 mg/L, o que, segundo Liu *et al*. (2016), pode ser uma condição não propícia para seu consumo no meio.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

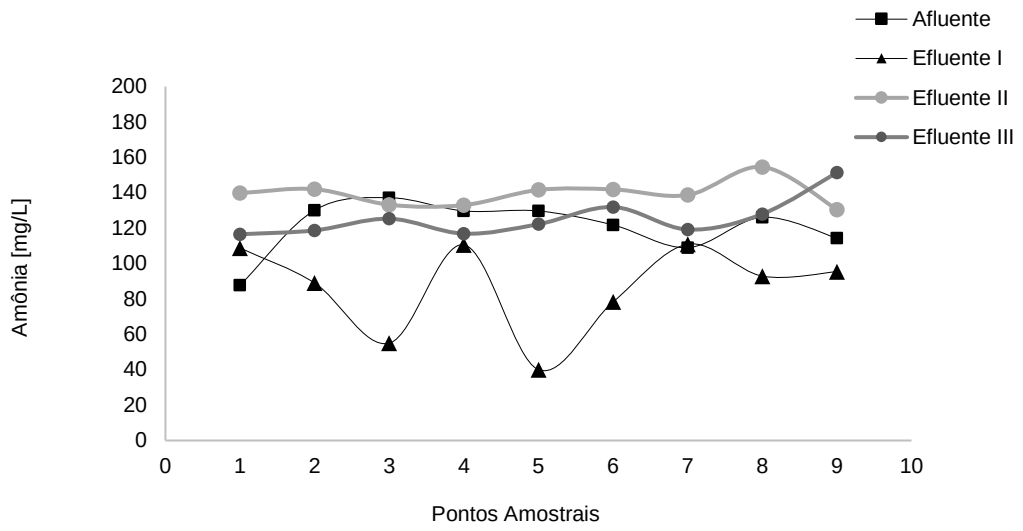


Figura 6. Variação da amônia no reator biológico ao longo das Fases I e II de operação do reator.

Já na Fase III, a concentração média de nitrogênio amoniacal afluente foi de 32 mg/L, bem menor que as concentrações registradas nas fases I e II, devido à ausência dos macronutrientes, principalmente $(NH_4)_2SO_4$ e $NaNO_3$, fontes de nitrogênio em maior concentração dos nutrientes adicionados. Por sua vez, no efluente, a concentração média de amônia foi de 1.23 mg/L, com máximo de 1.64 mg/L no 5º ponto e mínimo de 0.8 mg/L no 2º ponto. A remoção média de amônia foi de 96%, muito superior que as remoções médias da Fase I (30.2%) e Fase II (12.5%). A remoção máxima foi registrada no 2º ponto (97%) e mínima no 3º ponto (95%).

Para fração de nitrato, na Fase I, os valores afluentes apresentaram concentração média de 34.2 mg/L, com valor máximo de 39.5 mg/L (2º ponto) e mínimo de 29.82 mg/L (8º ponto), resultando eficiências de remoção, respectivamente de 9%, 18% e 5%).

O melhor desempenho do sistema em remover nitrogênio amoniacal em relação ao nitrato foi atribuído à disponibilidade de amônia na água residuária sintética (123.5 ± 5.7 mg/L). Espécies como *Aspergillus niger* conseguem assimilar amônia e nitrato simultaneamente, ainda que a velocidades de assimilação de amônio seja superior à de nitrato, pois o amônio é a forma preferencial e prontamente assimilada pelo fungo (Sangtiean e Schmidt, 2002).

Por outro lado, o nitrato requer sua conversão à amônio para somente depois ser utilizado pelo fungo em seu metabolismo, de modo que a concentração afluente de nitrogênio amoniacal nesta

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

fase deve ter suprido os requisitos do metabolismo microbiano, levando, provavelmente, uma inibição na ação das enzimas *nitrato reductases* e *nitrito reductases*, responsáveis pela a conversão do nitrato a nitrito e deste à amônia, respectivamente (Rodrigues e Marinho, 2012).

Passando para a fase II, houve declínio de eficiência de remoção de nitrato em comparação com a fase I, com a remoção média foi de 3% e máxima de 16% no 7º ponto amostral. A eficiência mínima de remoção de nitrato ficou abaixo de 1%, nos pontos amostrais 3, 5, 6 e 9 e, concomitantemente, as menores remoções de amônia também foram nesses pontos. Este cenário sugere que o nitrito intracelular foi convertido a nitrato dentro da célula, diminuindo assim o consumo de nitrato e amônia que estariam disponíveis no meio (Haq *et al*., 2005).

Por fim, para Fase III, foi registrado melhor desempenho quanto à remoção de nitrato, com uma concentração média de nitrato na entrada do sistema de de 6 mg/L e, na saída, de 0.001 mg/L, resultando em eficiência acima de 99%, na maior parte dos pontos amostrais.

Contudo, diferentemente das fases anteriores, o nitrogênio estava em disponibilidade menor no meio em relação às fases I e II, quando havia um maior teor de nitrogênio no afluente aos micro-organismos, mostrando a perda de eficiência quando o sistema foi submetido ao cenário de alta disponibilidade de nitrogênio, com concentrações de nitrogênio amoniacal de 123.5 mg/L ± 5.6 (fase I) e 143,5 mg/L (fase II), o que requer, nas condições estudadas, o uso de pós-tratamento no intuito de obter maiores remoções de nitrogênio para afluentes ricos deste nutriente.

Conclusões

Nas condições estudadas, o uso de reator fúngico de leito fixo e escoamento ascendente possibilitou remoção do corante sintético índigo carmin. A adição de glicose em concentrações de 1 g/L e 0.5 g/L e de macronutrientes, favoreceu a remoção do corante e de DQO. Contudo, com a glicose em menor concentração (0.5 g/L) e supressão da adição de macronutrientes houve perda de eficiência da remoção de corante, o qual foi removido do meio por ação dos fungos, conforme demonstrado no teste de adsorção no material suporte.

Em relação ao nitrogênio amoniacal e ao nitrato, a melhor remoção ocorreu na fase III, possivelmente relacionada à não adição de macronutrientes, indicando que a concentração desses íons no afluente foi excessiva às necessidades dos fungos e, consequentemente, restringiu seu maior aproveitamento do meio nas fases I e II, de forma que o processo de tratamento é influenciado também pela concentração de nitrogênio presente no afluente. Porém, em linhas gerais, o sistema estudado demonstrou alcançar bom desempenho, sendo uma tecnologia de grande alcance potencial para o tratamento de efluentes contendo corantes têxteis.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Referências

Adnan, L. A., Hadibarata, T., Sathishkumar, P., Mohd Yusoff, A. R. (2016) Biodegradation Pathway of Acid Red 27 by White-Rot *Fungus Armillaria sp*. F022 and Phytotoxicity Evaluation. *Clean - Soil, Air, Water*, **44**(3), 239-246. https://doi.org/10.1002/clen.201400249

Ali, N., Ikramullah., Lutfullah, G., Hameed, A., Ahmed, S. (2008) Decolorization of Acid red 151 by *Aspergillus niger* SA1 under different physicochemical conditions. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, **24**(7), 1099 -1105. https://doi.org/10.1007/s11274-007-9581-6

APHA - American Public Health Association (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington, D. C.: APHA.

Asses, N., Ayed, L., Hkiri, N., Hamdi, M. (2018) Congo Red Decolorization and Detoxification by *Aspergillus niger*: Removal Mechanisms and Dye Degradation Pathway. *BioMed Research International*, **2018**, Article ID 3049686,1-9. https://doi.org/10.1155/2018/3049686

Bankar, B. S., Bule, V. M., Singhal, R. S., Ananthanarayan, L. (2009) Glucose oxidase — An overview. *Biotechnology Advances*, **27**(4), 489 -501. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.04.003

Casas, N., Parella, T., Vicent, T., Caminal, G., Sarra, M. (2009) Metabolites from the biodegradation of triphenylmethane dyes by *Trametes versicolor* or laccase. *Chemosphere*, **75**(10), 1344-1349. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.02.029

Chicatto, J. A., Rainert, K. T., Gonçalves, M. J., Helm, C. V., Altmajer-Vaz, D., Tavares, L. B. B. (2018) Decolorization of textile industry wastewater in solid state fermentation with Peach-Palm (*Bactris gasipaes*) residue. *Brazilian Journal of Biology*, **78**(4), 718-727. https://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.175074

Covi Jr., M. A., dos Santos, A. G., de Paulo Silva, E., Maimoni, G. F., Martins, H. N., de Moura Assis, M. L., Camargo, C. A. C. M., Camargo, M. A. F. (2019) Advances in the Treatment of Textile Effluents: A Review. *Open Access Library Journal*, **6**, 1-13. https://doi.org/10.4236/oalib.1105549

Divriklioglu, M., Akar, S. T., Akar, T. (2019) A passively immobilized novel biomagsorbent for the effective biosorptive treatment of dye contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, **26**, 25834-25843. https://doi.org/10.1007/s11356-019-05716-8

Dogan, D., Boram, F., Kahraman, S., Akmil-Basar, C., Yesilada, O. (2018) Dye removal by dead biomass of newly isolated *Pleutotus ostreatus* strain. *Indian Journal of Biotechnology*, **17**, 290-301.

Elisashvili, V., Kachlishvili, E. (2009) Physiological regulation of laccase and manganese peroxidase production by white-rot Basidiomycetes: A review. *Journal of Biotechnology*, **144**(1), 37-42. https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2009.06.020

Esposito, E., Azevedo, J. L. (2010) Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia. 2 ed. Revisada e ampliada. Caxias do Sul, EDUCS.

Gupta, C., Balakrishnan, R. M., Priyanka, U., Pugazhendhi, A. (2019) Mycosensing of soil contaminants by *Ganoderma lucidum* and *Omphalotus subilludens* including the insights on growth media requirements. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, **20**, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101239

Haq, I. U., Ali, S., Qadeer, M. A., Iqbal, J. (2005) Optimization of nitrogen for enhanced citric acid productivity by a 2-deoxy D-glucose resistant culture of *Aspergillus niger* NGd-280. *Bioresource Technology*, **96**(5), 645-648. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.06.010

Ikeda, Y., Park, E.Y., Okuda, N. (2006) Bioconversion of waste office paper to gluconic acid in a turbine blade reactor by the filamentous fungus *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*, **97**(8), 1030-1035. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.040

Jeronimo, R. A., Pinheiro, S. G., Alves, A. E., Melo, A. M.; El-Deir, S. G. (2019) Escolha das espécies biomonitoras de efluente têxtil. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, **8**(3), 312-324. https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e32019312-324

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Khalaf, M. (2008) Biosorption of reactive dye from textile wastewater by non-viable biomass of *Aspergillus niger* and *Spirogyra sp*. *Bioresource Technology*, **99**(14), 6631 - 6634. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.010

Khelifi, E., Gannoun, H., Touhami, Y., Bouallagui, H., Hamdi, M. (2008) Aerobic decoulorization of the indigo dye-containing textile wastewater using continuous combined bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, **152**(2), 683-689. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.059

Kumar, G., Mongolla, P., Joseph, V. (2012) Biochemistry decolorization and biodegradation of triphenylmethane dye, brilliant green, by *Aspergillus sp*. isolated from Ladakh, Índia. *Biochemistry*, **47**(9), 1388-1394. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2012.05.015

Leatham, G. F., Kirk, T. K. (1983) Regulation of ligninolytic activity by nutrient nitrogen in white-rot basidiomicetes. *FEMS Microbiology Letters*, **16**(1), 65 -67. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378109783903051

Li, S. C., Kane, P. M. (2009) The yeast lysosome-like vacuole: Endpoint and crossroads dos vacuolos. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Molecular Cell Research*, **1793**(4), 650-663. https://doi.org/10.1016/j.bbamcr.2008.08.003

Liao, J., Jiang, J., Xue, S., Qingyu, C., Wu, H., Manikandan, R., Huang, L. (2018) A novel acid-producing fungus isolated from bauxite residue: the potential to reduce the alkalinity. *Geomicrobiology Journal*, **35** (10), 840-847. https://doi.org/10.1080/01490451.2018.1479807

Liu, Z., Liu, G., Cai, H., Shi, P., Chang, W., Zhang, S. (2016) **Paecilomyces variotii**: A Fungus Capable of Removing Ammonia Nitrogen and Inhibiting Ammonia Emission from Manure. *PLoS ONE*, **11**(6), 1-14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158089

Macedo, K. R. (2019) Métodos de tratamento de efluentes gerados pela indústria têxtil: uma revisão bibliográfica. Monografia de conclusão de curso de Bacharelado em Ciência e Tecnologia na Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoró. 12pp.

Madhavan, J., Kumar, P. S. S., Anandan, S., Grieser, F., Ashokkumar, M. (2010) Degradation of acid red 88 the combination of sonolysis and photocatalysis. *Separation Science and Technology*, **74**(4), 336-341. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.07.001

Meksi, N., Kechida, M., Mhenni, F. (2007) Cotton dyeing by indigo with the borohydride process: Effect of some experimental conditions on indigo reduction and dyeing quality. *Chemical Engineering Journal*, **131**, 187-193. https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.01.001

Merino, A., Eibes, G., Hormaza, A. (2019) Effect of copper and different carbon and nitrogen sources on the decolorization of an industrial dye mixture under solid-state fermentation. *Journal of Cleaner Production*, **237** (10), 1-12. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117713

Molla, A. H., Khan, H. I. (2018) Detoxification of textile effluent by fungal treatment and its performance in agronomic usages. *Environmental Science and Pollution Research*, **25** (11), 10820-10828. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1361-3

Olivatto, G. P., Carreira, R., Tornisielo, V. L., Montagner, C. C. (2018) Microplásticos: Contaminantes de preocupação global no Antropoceno. *Revista Virtual Qumica*, **10** (6), 1968-1989. https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125

Ortiz-Monsalve, S. (2019) Micorremediação de efluentes de tingimento de couro usando cepas de fungos nativos. Tese de doutorado em Engenharia Química da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 85pp.

Pires, J. N. (2011) Avaliação do tratamento de água residuária de indústria têxtil utilizando reatores em batelada inoculados com *Aspergillus niger* AN 400. Monografia de conclusão de curso de Tecnologia em Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. 122pp.

Putzke, J., Putzke, M. T. L. (2002) Os reinos dos fungos . Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 829p., v.2.

Reginatto, C., Rossi, C., Miglioranza, B. G., Santos, M. dos, Meneghel, L., Silveira, M. M. da, Malvessi, E. (2017) Pectinase production by *Aspergillus niger* LB-02-SF is influenced by the culture medium composition and the addition of the enzyme inducer after biomass growth. *Process Biochemistry*, **58**, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.04.018

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581
Vol. 15, No.1, 36-54
6 de abril de 2022

Rodier, J. L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuals, eaux de mer (1975). 5. ed. Paris: Dunod, v.1.

Marinho, G. M., Rodrigues, K. A. (2012) Fungos e águas residuárias industriais: nova tecnologia. Coordenação Laboratório de Tecnologia Ambiental do IFCE - Recife: Imprima.

Rybczyńska-Tkaczyk, K., Korniłłowicz-Kowalska, T. (2017) Biotransformation and ecotoxicity evaluation of alkali lignin in optimized cultures of microscopic fungi. International Biodeterioration & Biodegradation, **117**, 131 -140. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.12.011

Sampaio, G. M. M. S. (2005) Remoção de metil paration e atrazina com reatores com fungos (2005). Tese de doutorado em Hidráulica e Saneamento da Universidade da universidade de São Paulo. São Carlos. 114pp.

Sangtien, T., Schmdit, S. (2002) Growth of subtropical ECM fungi with different nitrogen sources using a new floating culture technique. *Mycological Research*, **106**(1), 75-85. https://doi.org/10.1017/S0953756201005226

Santos, K da C. G., Neves, A. G. D., Cruz, N. V dos S., Pequeno, A. F. F., Silva, R. L. A., Nascimento, T. P., Nascimento, D. C. S., Costa, R. M. P., da Silva, M. V., Porto, A. L. F. (2020) Descoloração de efluente de uma lavanderia de beneficiamento têxtil localizada em Toritama/PE. por fungo filamentoso. *Brazilian Journal of Development*, **6**(1), 3338-3350.

Secula, M. S., Cretescu, I., Petrescu, S. (2011) An experimental study of Indigo Carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. *Desalination*, **277**, 227-235. https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.031

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

FILTRAÇÃO INVERSA EM MARGEM APLICADA PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE AMBIENTES AQUÁTICOS LÊNTICOS: AVALIAÇÃO DA DISTÂNCIA DE FILTRAÇÃO NO DESEMPENHO DE TRATAMENTO

* Sergio Luiz Belló [1]
Mauricio Luiz Sens [1]
Thyara Campos Martins Nonato [1]
Augusto de Oliveira Neto [1]

REVERSE FILTRATION IN THE MARGIN APPLIED FOR WATER TREATMENT OF LACTIC AQUATIC ENVIRONMENTS: EVALUATION OF THE DISTANCE OF FILTRATION IN THE TREATMENT PERFORMANCE

Recibido el 18 de agosto de 2020. Aceptado el 28 de enero de 2021

Abstract

The aims of this study was to evaluate the filtration distance in an inverse riverbank filtration (IRB) system, used for the lentic environment water treatment. The system was applied in a full scale lake (volume of 2,156 m³) in southern Brazil. The treatment unit consists of four related stages, to the capture of water from the lake, followed by an infiltration ditch, from where the water seeps towards the lake, treating it by filtering the soil sediments and by the microbial action and a set of piezometers were installed to monitor flow and sample collection. During a period of 9 months, the classic parameters of water quality were monitored. The mean removal efficiency and average concentration was of 46.52% (134.09 – 71.71 mg L^{-1}), 60.71% (57.94 – 46.83 mg L^{-1}), 37.23% (6.3 – 3.98 mg L^{-1}), 50.75% (4.65 – 2.29 mg L^{-1}), 47.40% (2.70 -1.42 mg L^{-1}), 90.81% (1.85 – 0.17 mg L^{-1}) e 20 % (0.05 – 0.04 mg L^{-1}) for TSS, COD, TN, NH_4^+-N, TP, IR and Mn, respectively. Moreover, the results showed that the treatment performance increased significantly as the filtration distance increased and Denitrification was the main mechanism associated with the removal of de N-$NH4^+$.

Keywords: bank filtration, filtration distance, pollutant, removal, denitrification, nitrogen series.

[1] Laboratório de Potabilização das Águas, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil.
* *Autor correspondente*: Laboratório de Potabilização das Águas, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Campus Universitário, Centro Tecnológico, Florianópolis, Santa Catarina. 88060-600, Brasil.
Email: bellojba@hotmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

Resumo

Esse estudo avaliou a distância de filtração em um sistema de filtração em margem inversa (FMI) empregado para o tratamento de água de um ambiente lêntico. O sistema foi empregado em escala real em um lago (volume de 2.156 m^3) no sul do Brasil. A unidade de tratamento consistiu em quatro etapas relacionadas, primeiramente com a captação de água do lago, seguido de uma vala de infiltração, de onde a água escoa em direção ao lago, tratando por filtração nos sedimentos do solo e pela ação microbiana e um conjunto de piezômetros foi instalado para o monitoramento do escoamento e coleta de amostras. Durante um período de 9 meses foram monitorados os parâmetros clássicos de qualidade de água. Identificou-se uma eficiência de remoção e concentração média na ordem 46.52% (134.09 – 71.71 mg L-1), 60.71% (57.94 – 46.83 mg L-1), 37.23% (6.3 – 3.98 mg L-1), 50.75% (4.65 – 2.29 mg L-1), 47.40% (2.70 -1.42 mg L-1), 90.81% (1.85 – 0.17 mg L-1) e 20 % (0.05 – 0.04 mg L-1) para SST, DQO, NT, $N\text{-}NH_4^+$, PT, Fe e Mn, respectivamente. Além disso, os resultados mostraram que o desempenho de tratamento aumentou significativamente ao longo da distância de filtração e a desnitrificação foi o principal mecanismo associado a remoção de $N\text{-}NH_4^+$.

Palavras chave: filtração em margem, distância de filtração, remoção de poluentes, desnitrificação, série nitrogenada.

Introdução

Em países tropicais corpos hídricos como rios, lagos e mares sempre tiveram múltiplas funções, atundo como meio de transporte, na produção de alimentos, e também sendo uma fonte direta para o abastecimento público (Blavuer *et al.*, 2014). No entanto, a urbanização e o desenvolvimento das cidades são fatos cada vez mais predominantes nesses locais. E nesse âmbito, essa dinâmica dificulta o gerenciamento dos recursos hídricos, principalmente devido a demanda da água, tanto em termos de quantidade, como em qualidade (Shamsuddin *et al.*, 2013).

A poluição presente nos corpos hídricos superficiais reflete em características, as quais tornam o uso da água, indisponível não apenas para o abastecimento público, mas também para a qualidade dos ecossistemas aquáticos. A recuperação de um corpo hídrico além de melhorar a qualidade da água para que o ecossistema retorne ao seu equilíbrio inicial, é uma alternativa utilizada para recuperar o manancial a fim de utilizá-lo para o abastecimento público.

A recuperação e a renaturalização de rios e lagos é possível, embora na maioria das vezes com limitações, principalmente em locais onde não há áreas marginais disponíveis devido ao uso e ocupação, além dos custos econômicos, financeiros e sociais. Contudo, melhorias significativas podem ser obtidas através de novas técnicas da engenharia ambiental, tendo como ponto de partida ações estruturais e o pré-tratamento da água do corpo hídrico (Vanzela *et al.*, 2010).

Dentre as alternativas passíveis de serem utilizadas para melhorar a qualidade da água tem-se a filtração em margem (FM). Essa tecnologia pode ser um potencial sistema de tratamento ou pré-tratamento da água. O sistema de FM inclui a captação da água em poços específicos localizados nas margens dos corpos hídricos, os quais estão conectados hidraulicamente ao aquífero.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

Durante a infiltração e transporte das águas superficiais para o poço, a qualidade da água melhora, principalmente, em relação a turbidez, cor, matéria orgânica natural, micropoluentes e organismos patogênicos (Romero-Esquivel *et al.*, 2017; Paiva *et al.*, 2010). Durante o período de passagem da água a ser tratada pela tecnologia de FM pelo solo, vários processos importantes ocorrem, os quais estão associados principalmente a filtração física, a sorção de compostos no meio filtrante, a troca catiônica gerando adsorção de íons, e também a degradação de poluentes por meio de rotas bioquímicas desempenhadas pelos microrganismos presentes no meio. A associação desses processos desencadeia um efetivo mecanismo de tratamento por meio de processos físicos químicos e biológicos melhorando consideravelmente a qualidade dos corpos hídricos. Além disso, a FM é considerada um sistema de baixo custo, quando comparado a outras tecnologias de tratamento, principalmente devido à ausência de necessidade de produtos químicos para a inativação de patógenos (Sens *et al.*, 2006; Paiva *et al.*, 2010).

Devido as diversas vantagens da utilização de FM para o pré-tratamento de abastecimento público, a possibilidade de utilizar a FM sobre uma nova estratégia operacional, e para uma nova finalidade apresenta-se como uma tecnologia emergente. Nesse sentido, realizar uma modificação na clássica tecnologia de FM, conhecida como filtração em margem inversa (FMI) pode ser uma interessante estratégia operacional, passível de realizar a recuperação de um corpo hídrico superficial através da interação entre o solo e os microrganismos presente no entorno do manancial.

Na tecnologia de FMI utiliza-se o próprio sedimento da margem dor corpo hídrico como meio filtrante por onde a água do corpo hídrico será infiltrada, ocorrendo assim o processo de filtração. Posteriormente, a água será reconduzida novamente ao corpo hídrico superficial através da ação da gravidade pelo lençol freático, conforme as condições hidrogeológicas do local. Nesse sentido, a FMI surge como uma alternativa de pré-tratamento d'água, proporcionando a remoção de materiais em suspensão, microrganismos patogênicos, contaminantes químicos e biológicos, incorporados ao meio líquido realizando o processo de recuperação do corpo hídrico.

No entanto, assim como ocorre na tecnologia de FM, a distância em que a água a ser tratada é submetida ao processo de filtração, influência diretamente no processo de tratamento (Ray *et al.*, 2002). A distância do percurso de infiltração está diretamente relacionada com as condições redutoras e oxidativas do meio, a disponibilidade de carbono orgânico, bem como o tempo de detenção hidráulico (Masmamm *et al.*, 2008).

Apesar da grande importância da distância de percolação, pelo melhor do nosso conhecimento, atualmente a influência da distância de filtração nunca foi avaliada em sistemas tipo FMI. Nesse sentido, o objetivo desse estufo foi avaliar a distância de filtração em um sistema de FMI empregado para o tratamento de água de um ambiente lênticos, no sul do Brasil.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

Material e métodos

Esse estudo foi desenvolvido junto de um lago, classificado como lêntico, localizado no sul do Brasil (27º 25' 44" S e 48º 31' 03" W). O lago possui um volume de 2.156 m³ e está situado em um ambiente urbano junto a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) (Figura 1).

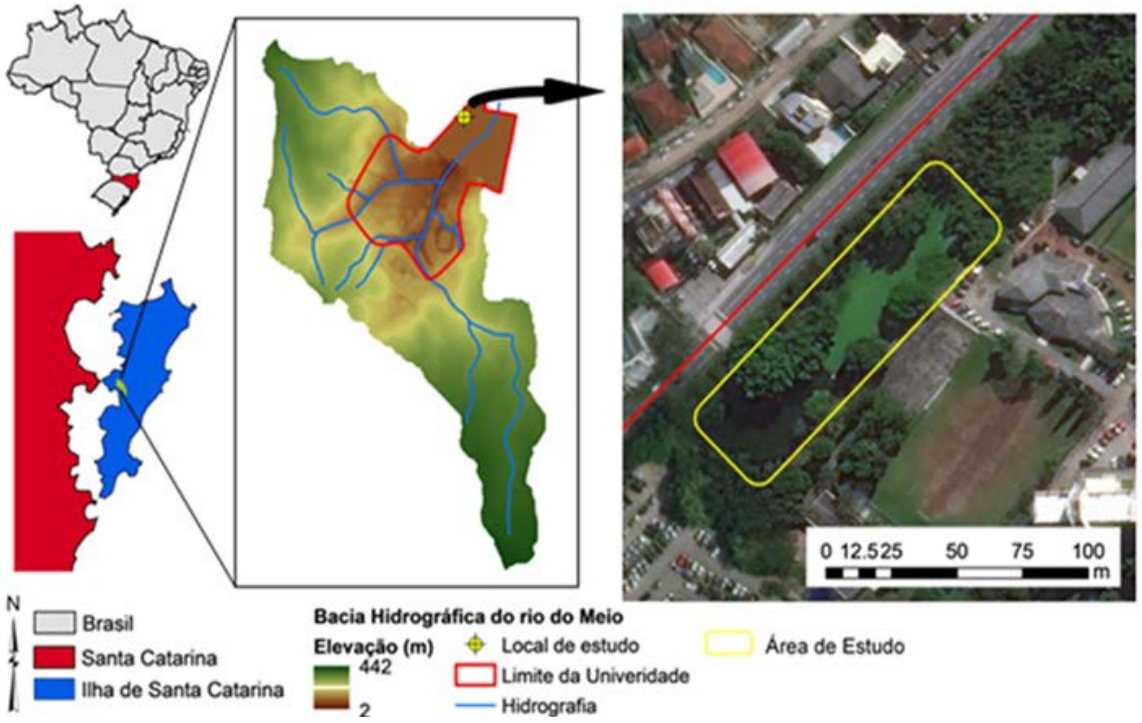


Figura 1. Localização da estrutura em estudo.
Fonte: elaborada pelos autores e imagem da área de estudo google maps.

Descrição do sistema de filtração em margem inversa

A água superficial presente no lago foi coletada por um conjunto moto-bomba submersível (potência BCS-220 de 1/CV) fixada em uma estrutura metálica dentro do lago e foi conduzida por meio de uma tubulação subterrânea até uma vala de infiltração. Posteriormente ao processo de tratamento, a água retornou para o mesmo lago de onde foi coletada, por meio da gravidade do lençol freático (Figura 2).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

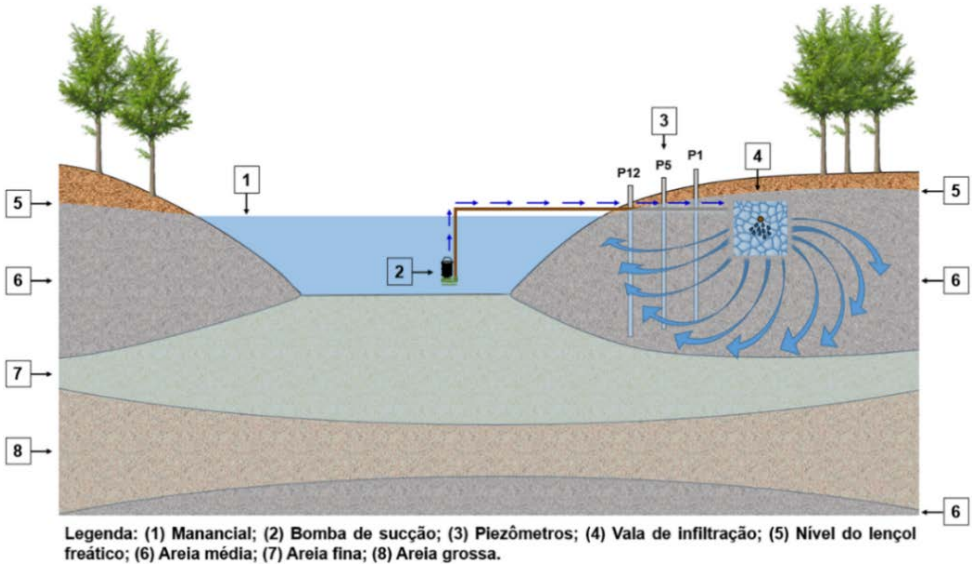


Figura 2. Esquema demonstrando o sistema de filtração em margem invertida.
Fonte: elaborada pelos autores.

A vala de infiltração possui uma sessão transversal de 1 m² e comprimento de 5 m, com uma profundidade de 1.6 m da superfície, totalizando uma área útil de área útil de 17 m². Todo o perfil vertical e comprimento da vala foi preenchido com seixo rolado, com diâmetro médio de 70 mm, envolto de uma manta de geotêxtil a qual favoreceu o processo de infiltração da água. Ao longo de todo o comprimento da vala de infiltração foram instalados piezômetros, construídos seguindo recomendações da NBR 15495-1/2007, com a finalidade de monitorar a qualidade da água.

A alimentação da vala de infiltração foi realizada por meio de um sistema de alimentação com tubulações de PVC (diâmetro de 32 mm), e para obter uma alimentação de forma homogênea ao longo do sistema, a entrada da distribuição foi projeta em um ponto mediano da vala de infiltração, ou seja, na metade da tubulação interna de drenagem, tendo 2.5 m para ambos os lados. Diariamente a vala de infiltração recebeu uma vazão de 2500 L d^{-1}, resultando assim, em uma taxa de aplicação de 0.147 m^3 m^2 d^{-1}.

Monitoramento do sistema de filtração em margem inversa

Durante o período do estudo (setembro/2019 a julho/2020) foi realizado o monitoramento físico, químico e biológico para identificar a qualidade da água tratada. As amostras foram coletadas em diferentes pontos do percurso ao longo do processo de filtração, representando diferentes distâncias de filtração. Nesse sentido, amostras foram coletadas em 4 pontos, sendo na entrada do sistema denominada água bruta junto ao lago, a uma distância de 2 m no piezômetro (P1), a 5.5m no piezômetro(P5) e a 8.0 m no piezômetro (P12) todos os pontos ao longo do fluxo de filtração.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

As coletas e análises seguiram uma frequência semanal e os parâmetros avaliados foram turbidez, cor verdadeira, cor aparente, potencial hidrogenionico (pH), oxigênio dissolvido (OD), potencial redox (Eh), sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$), nitrogênio nitrito ($N\text{-}NO_2^-$), nitrogênio nitrato ($N\text{-}NO_3^-$), fósforo total (PT), ferro (Fe) e manganês (Mn).Todas as análises foram realizadas seguindo recomendações de APHA (2017).

Análises estatísticas

A normalidade dos dados referente a qualidade da água tratada foi verificada por meio do teste Kolmogorov-Smirnov. Posteriormente, identificando que a os dados apresentaram uma distribuição normal, uma análise de variância Anova foi aplicado para avaliar se ocorreu diferença estatística entre as diferentes distâncias do processo de filtração (2 m, 5.5m e 8m). Todas as análises foram conduzidas com um nível de significância de 0.05 e foram realizadas com o software Statistic 12.0.

Resultados e discussão

Nas Tabelas 1 e 2 apresentam-se os valores médios e desvio padrão do desempenho de tratamento do sistema de FMI ao longo das diferentes distâncias de filtração avaliadas. Na Tabela 1 a uma distância de filtração de 2.0m, e na Tabela 2 a uma distância de filtração de 5.5m e 8.0m.

De forma geral, observou-se que maior distância de filtração promoveu um maior desempenho de tratamento para todos os parâmetros avaliados (Figura 3). Além disso, identificou-se diferença estatística ($p < 0.05$) entre as diferentes distâncias para todos os parâmetros avaliados.

Remoções tanto de cor, como turbidez foram identificadas com o aumento da distância de filtração, resultados que veem de encontro com estudo da FM de (Guedes, 2018). Ao mesmo tempo, o mesmo comportamento foi identificado para SST nas pesquisas de (Michelan, 2010; Esquivel, 2012), onde a eficiência de remoção aumentou ao longo do percurso de infiltração (16.65%, 35.11% e 46.52% para 2 m, 5.5 m e 8 m, respectivamente), liberando a água tratada com concentrações na ordem de 71.71 mg L^{-1}, e também para a matéria orgânica carbonácea, em termos de DQO, onde remoções médias foram identificadas na ordem de 19.17%, 43.71% e 60.71% para 2 m, 5.5 m e 8 m, respectivamente, resultando em concentrações na ordem de 22.76 mg L^{-1}. Esses resultam na remoção (consumo de oxigênio) de DQO foram obtidos também por (Freitas, 2010) através da FM. (Tabelas 1 e 2) e (Figura 3).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão identificados para o sistema de filtração em margem invertida na distância de filtração de 2.0 m.

Parâmetros n=41	Água bruta	Distância 2.0 m	Eficiência média de remoção (%)
Turbidez (NTU)	22.37 (6.9)	19.95 (4.7)	10.81
Cor aparente (uH)	261.23 (77.9)	232.64 (68.4)	10.94
Cor verdadeira (uH)	37.33 (8.7)	29.19 (5.2)	21.80
pH*	6.54 (0.7)	6.30 (0.3)	-
OD*	3.76 (1.65)	1.00 (0.4)	-
Eh (mV)*	61.59 (5.7)	-123.21 (8.9)	-
SST ($mg.L^{-1}$)	134.09 (35.1)	111.76 (30.3)	16.65
DQO ($mg.L^{-1}$)	57.94 (13.4)	46.83 (11.1)	19.17
NT ($mg.L^{-1}$)	6.30 (2.83)	6.0 (10.4)	5.00
$N\text{-}NH_4$ ($mg.L^{-1}$)	4.65 (1.7)	3.57 (1.3)	23.22
$N\text{-}NO_2$ ($mg.L^{-1}$)	0.05 (0.01)	0.05 (0.01)	NR
$N\text{-}NO_3$ ($mg.L^{-1}$)	1.37 (0.5)	1.22 (0.3)	10.94
PT ($mg.L^{-1}$)	2.70 (0.5)	2.28 (0.4)	15.55
Fe ($mg.L^{-1}$)	1.85 (0.4)	1.52 (0.5)	17.83
Mn ($mg.L^{-1}$)	0.05 (0.01)	0.05 (0.01)	NR

NR=Não houve remoção; D.P.= Desvio padrão; n= número de amostras
** Não identificou-se diferença estatística entre os diferentes pontos coletados.*

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão identificados para o sistema de filtração em margem invertida nas distâncias de filtração de 5.5 m e 8.0 m.

Parâmetros n=41	Água bruta	Distância 5.5 m	Eficiência média de remoção (%)	Distância 8.0 m	Eficiência média de remoção (%)
Turbidez (NTU)	22.37 (6.9)	15.68 (3.1)	29.90	13.67 (3.1)	38.89
Cor aparente (uH)	261.23 (77.9)	189.11 (28.8)	27.60	171.35 (28.6)	34.40
Cor verdadeira (uH)	37.33 (8.7)	25.16 (4.4)	32.60	22.38 (4.6)	40.04
pH*	6.54 (0.7)	6.42 (0.4)	-	6.32 (0.4)	-
OD*	3.76 (1.65)	1.10 (0.4)	-	1.55 (0.6)	-
Eh (mV)*	61.59 (5.7)	-135.80 (7.6)	-	-116.66 (8.3)	-
SST ($mg.L^{-1}$)	134.09 (35.1)	87.00 (23.3)	35.11	71.71 (19.1)	46.52
DQO ($mg.L^{-1}$)	57.94 (13.4)	32.61 (9.6)	43.71	22.76 (9.4)	60.71
NT ($mg.L^{-1}$)	6.30 (2.83)	5.01 (2.4)	21.7	3.98 (1.87)	37.23
$N\text{-}NH_4$ ($mg.L^{-1}$)	4.65 (1.7)	3.07 (1.3)	33.97	2.29 (1.1)	50.75
$N\text{-}NO_2$ ($mg.L^{-1}$)	0.05 (0.01)	0.04 (0.01)	20.00	0.03 (0.01)	40.00
$N\text{-}NO_3$ ($mg.L^{-1}$)	1.37 (0.5)	0.86 (0.2)	37.22	0.70 (0.2)	48.90
PT ($mg.L^{-1}$)	2.70 (0.5)	1.72 (0.4)	36.29	1.42 (0.4)	47.40
Fe ($mg.L^{-1}$)	1.85 (0.4)	0.37 (0.1)	80.00	0.17 (0.08)	90.81
Mn ($mg.L^{-1}$)	0.05 (0.01)	0.05 (0.05)	NR	0.04 (0.005)	20.00

NR=Não houve remoção; D.P.= Desvio padrão; n= número de amostras
** Não identificou-se diferença estatística entre os diferentes pontos coletados.*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

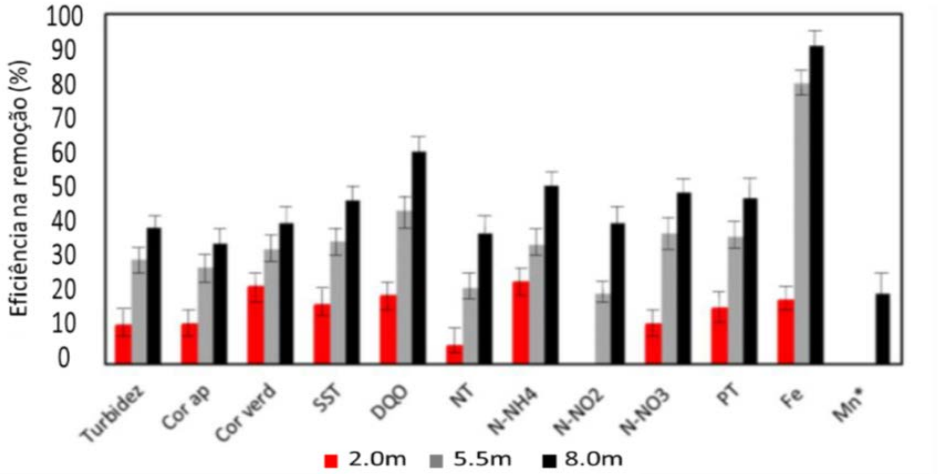


Figura 3. Desempenho de tratamento do sistema de filtração em margem inversa em diferentes distâncias de filtração. *eficiências de remoção foram identificadas apenas a uma distância de 8 m

Os valores de pH mantiveram-se ligeiramente menores e estáveis ao longo de todo o percurso de infiltração em comparação com a água bruta, apresentando-se próximos da faixa da neutralidade, em todos os pontos avaliados ao longo do tempo (Tabelas 1 e 2), resultados equivalentes aos estudos de (Tyagi et al, 2013; Hamdam, Sensoy e Mansur, 2013; Blavier *et al.*, 2014; Guedes, 2018).

Como esperado foi identificada respiração anaeróbia devido ao comportamento dos valores de Eh onde foram caracterizados ambientes redutores predominantes (-123.21mV), (-135.80mV) e (-116.66mV) ao longo do percurso (Figura 4), ocorrendo condições redox proporcionado a biodegradação da matéria orgânica onde os microrganismos após consumirem oxigênio consomem outros receptores de elétrons NO3, Mn, Fe e Sulfato. Além disso, identificou- se um comportamento interessante para Fe e Mn. Um expressivo aumento de remoção de Fe foi identificado após uma distância de 2 m de filtração. As eficiências médias de remoções foram na ordem de 17.83% para 2 m, 80% para 5.5 m e 90.81% para 8 m de filtração. Em relação a Mg identificou-se remoção apenas aos 8 m de filtração (6%). Esse comportamento está diretamente atrelado as condições oxidativas e redutoras do ambiente. Se a água superficial tiver um baixo teor de oxigênio dissolvido, provavelmente durante a passagem subterrânea da água condições anaeróbias serão predominantes. Esse fator pode fazer com que o ferro e o manganês se tornem solúveis. Assim, esses elementos podem ser atraídos para o poço de águas subterrâneas (Shamsuddin *et al.*, 2013). Os resultados obtidos são semelhantes de (Esquivel, 2012) em estudo com a FM. A demais, é importante ressaltar também, a diminuição das concentrações de OD

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

presente nas amostras coletadas em diferentes distâncias de filtração (1.0, 1.1, 1.5 mg L^{-1} para 2 m, 5.5 m e 8 m respectivamente) quando comparado a água bruta (3.76 mg L^{-1}); onde ocorre presença de oxigênio da água nos pontos de coletas devido o contato da interface água/atmosfera. Durante o percurso da água no manancial até o poço de FM, a concentração de OD tende a sofrer uma queda, pois o mesmo é consumido por bactérias aeróbias para degradação de matéria orgânica presente na água (Bourg e Bertin, 1993 Stuyfzand *et al.*, 2004) (Tabelas 1 e 2) e (Figura 3).

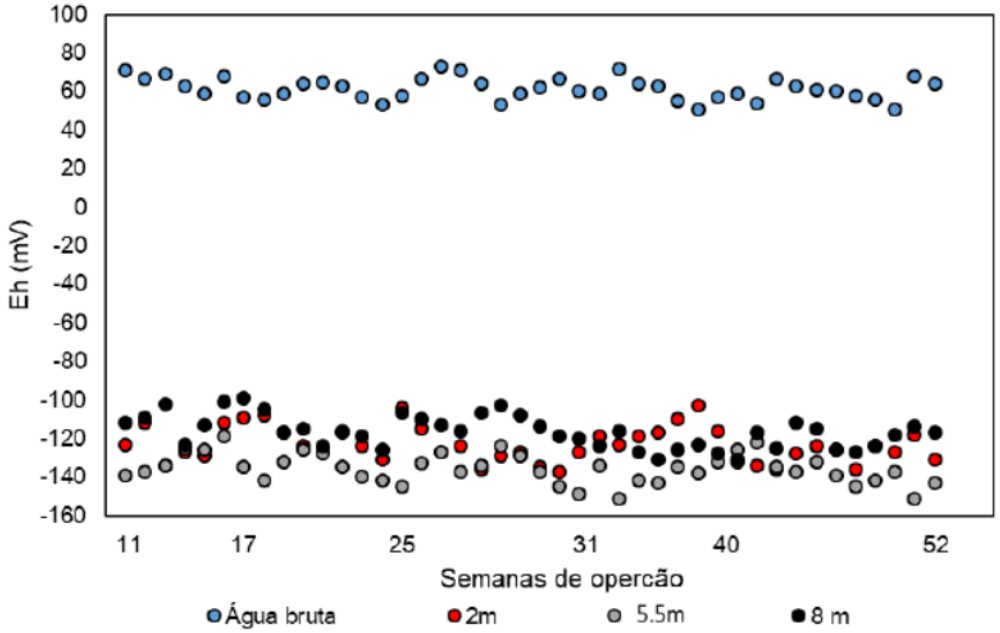


Figura 4. Valores de potencial redox (Eh) identificados na água bruta e em diferentes distâncias de infiltração ao longo do período monitorado.

Na Figura 5 apresenta-se os valores médios de concentração da série nitrogenada identificadas ao longo do percurso de filtração. A eficiência de remoção média de N-NH4+ foi de 23.22%, 33.97 % e 50.75% para 2 m, 5.5 m e 8m, respectivamente (Figura 3). Apesar de identificar um ligeiro aumento na eficiência de remoção de N-NH_4^+ com o aumento da distância de filtração, a produção de nitrogênio oxidado não aumentou ao longo do percurso, apresentando valores na ordem de 1.22, 0.86 e 0.70 mg L^{-1} de N-NOX para 2 m, 5.5 m e 8 m, respectivamente. Esse comportamento mostrou que a nitrificação não foi o principal mecanismo associado a remoção de N-NH_4^+. Em sistemas tipo FM, comumente a remoção de N-NH4+ pode ser removida por meio do processo de adsorção no solo, sendo, portanto, um armazenamento temporário, até ocorrer a saturação do material filtrante (Abdalla *et al.*, 2016). Por outro Lado, a eficiência de remoção de NT

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

ligeiramente aumentou ao longo do percurso de infiltração (5%, 21% e 37% para 2 m, 5.5 m e 8m, respectivamente). Esses resultados indicam que o processo de desnitrificação ocorreu com o aumento da distância de filtração (Tabelas 1 e 2) e (Figura 3). Em um estudo conduzido em sistema FM, mostrou que devido as condições redutoras ao longo do percurso de filtração, associado da disponibilidade de carbono orgânico no meio, a desnitrificação se torna propícia com o aumento da distância (Massmann *et al.*, 2008).

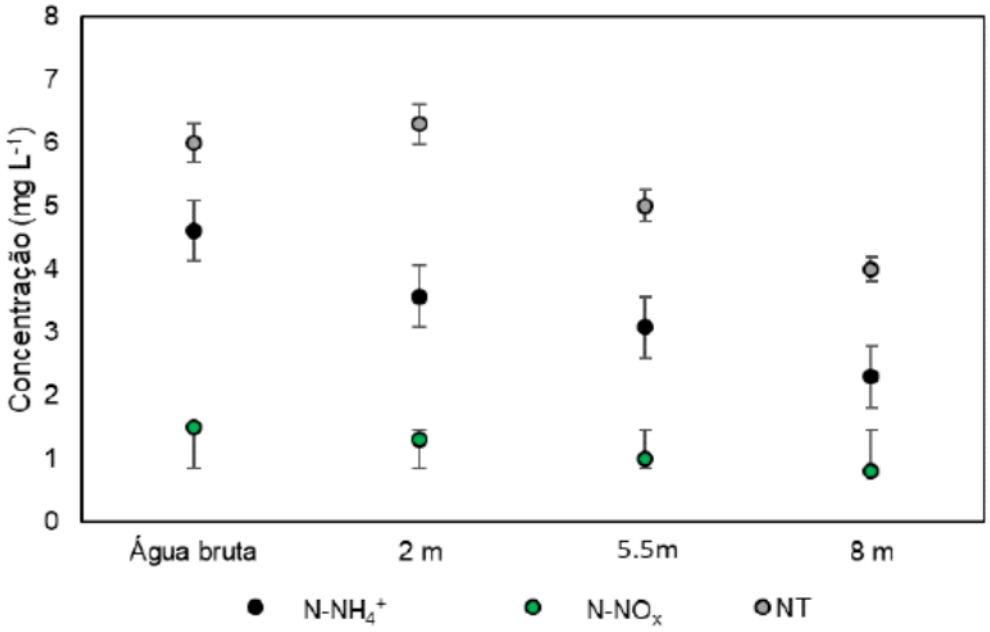


Figura 5. Valores médios e desvio padrão da série nitrogenada identificada na água bruta e em diferentes distâncias de infiltração ao longo do período monitorado

Em relação ao PT, observou-se uma maior eficiência de remoção ao longo do percurso de filtração, especialmente após uma distância de 2 m (15%, 34% e 45% para 2 m, 5.5 m e 8 m, respectivamente), liberando a água tratada com concentrações média de PT de 1.43 mg L^{-1} (Tabelas 1 e 2) e (Figura 3). Esses resultados são semelhantes aos resultados no estudo de Paiva (2009) para a FM.

Conclusões

Baseado no monitoramento realizado ao longo de 9 meses da distância de filtração de um sistema de filtração em margem inversa, empregada para o tratamento de água de um lago em escala real, conclui-se que:

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

- As eficiências na remoção de todos os poluentes aumentaram com a maior distância de filtração. Além disso observou-se um aumento significativo de remoção de matéria, material particulado e nutrientes após 2 m de filtração;
- A predominância de condições redutoras associado da disponibilidade de matéria orgânica carbonácea ao longo de todo o percurso de filtração favoreceu o processo de desnitrificação. A desnitrificação foi o principal mecanismo associado a remoção de $N\text{-}NH_4^+$.
- A remoção de manganês ocorreu apenas aos 8 m de filtração.

Referências bibliográficas

Abdalla, F., Shamrukh, M. (2016) Quantification of River Nile/Quaternary aquifer exchanges via riverbank filtration by hydrochemical and biological indicators, Assiut, Egypt. *Journal of Earth System Science*, **125**(8), 1697-1711.

APHA, American Public Health Association (2017) *Standard methods for examination of water and wastewater,* 23a ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation,Washington, DC, 1496 pp.

ABNT, Associção Brasileira De Normas Técnicas (2008) NBR 15495-1/08:*Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares*, Rio de Janeiro, 24 pp.

Blavier, J., Verbancj, M. A., Craddock, F., Loégeois, S., Latinis, D., Gargouri, L., Flores Rua, G., Debaste, F., Haut, B. (2014) Investigation of riverbed filtration systems on the Parapeti river, Bolívia, *Journal of Water Process Engineering,* **1**, 27-36.

Bourg, A. C. M., Bertin, C. (1993) Biogeochemical processes during the infiltration of river water into na aluvial aquifer, *Environmental Science Technology*. **27**, 661-666.

Esquivel, L. G. R. (2012) *Remoção de matéria orgânica natural e precursors de trialometanos por filtração em margem na Lagoa do Peri, Santa Catarina, Brasil*, Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópollis, 246 pp.

Freitas, D. A. de (2010) *O emprego da técnica de filtração em margem para tratamento de água no rio Beberibe, região metropolitana do Recife,* Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 132 pp.

Guedes, T. L. (2018) *Avaliação do desempenho de um sistema de filtração em margem de rio com bombeamento fotovoltaico,* Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 207 pp.

Hamdam, A. M., Sensoy, M. M., Mansour, M. S. (2013) Evaluating the effectiveness of bank infiltration process in New Aswan, Egypt. Arabian Journal of Geosciences. **6**, 4155-4165.

Massmann, G., Nogeitzig, A., Taute, T., Pekdeger, A. (2008) Seasonal and spatial distribution of redox zones during lake bank filtration in Berlin, Germany. *Environmental Geology*, **54**, 1, 53-65. http://dx.doi.org/10.1007/s00254-007-0792-9

Michelan, D. C. G. Dos S. (2010) *Filtração Em Margem De Rio Precedendo a Filtração Lenta, Para Remoção de Carbofurano, em Tratamento de Água Para Consumo,* Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 312 pp.

Paiva, A. L. R. (2009) *O processo de filtração em margem e um estudo de caso no rio Beberibe,* Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 151 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76697
Vol. 15, No.1, 55-66
6 de abril de 2022

Paiva, A.L.R., Cabral, J. J. S. P., DEMÉTRIO, J. G. A., SOBRAL, M. C. M. (2010) Filtração em margem para indução de recarga e melhoria da qualidade de água – estudo de caso: rio Beberibe, *Águas Subterrâneas*, **24**(1), 103-114.

Ray, C., Soong, T. W., Lian, Y Q., Roadcap, G. S. (2002) Effect of flood-induced chemical load on filtrate quality at bank filtration sites, *Journal of Hydrology*, **266**(3-4) 235-258.

Romero-Esquivel, L. G., Grischek, T., Pizzolatti, B. S., Mondardo, R. I., Sens, M. L. (2017) Bank filtration in a coastal lake in South Brazil; water quality, natural organic matter (NOM) and redox conditions study, *Clean Technologies and Environmental Policy*, **19**(8), 2007-2020.

Sens, M. L., Dalsasso, R. L., Mondardo, R. I., Melo Filho, L. C. (2006) *Filtração em Margem. In: Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento da água para consumo humano. PROSAB 4, ABES*, Rio de Janeiro,**1**(5), 173-236.

Shamsuddin, M. K. N.; Sulaiman, W. N. Az., Suratman, S., Zakaria, M. P., Samding, K. (2013) Conjunctive use of surface water and groundwater via the bank infiltration method, *Arabian Journal Of Geosciences*, **7**(9) 3731-3753. http://dx.doi.org/10.1007/s12517-013-1036-9

Stuyfzand, P., Juhász-Holterman, M., Lange, W. (2004) Riverbank filtration in Netherlands:well fields, clogging and geochemical reactions, *NATO Advanced Research Workshop: Clogging in Riverbank Filtration,* Bratislava.

Tyagi, S., Dobhal, R., Kimothi, P. C., Adlakha, L. K., Singh, P., Uniyal, D. P. (2013) Studies of River Water Quality Using River Bank Filtration in Uttarakhand, India, *Water Quality, Exposure and Health*, **5**, 139-148.

Vanzela, L. S., Hernandez, F. B. T., Franco, R. A. M. (2010) Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis, *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **14**, 55-64.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

APLICAÇÃO DO CURVE NUMBER COMO FORMA DE AVALIAR OS IMPACTOS NAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA PEQUENA BACIA SEMIÁRIDA

* Maria de Jesus Delmiro Rocha [1]
Jefferson Hannover Faustino Magalhães [1]
Cleiton da Silva Silveira [1]

APPLICATION OF THE CURVE NUMBER IN ORDER TO ASSESS THE IMPACT OF CHANGES IN THE LAND USE AND IN THE HYDROLOGICAL RESPONSE OF A SMALL SEMIARID CATCHMENT IN JUAZEIRO DO NORTE-CE

Recibido el 29 de agosto de 2020. Aceptado el 14 de abril de 2021

Abstract

Information on human land use occupation are important tools for the establishment of urban expansion policies as well as for the management of water resources, since the lack of control in the management of vegetation and soil can cause changes in infiltration characteristics and changes in the hydrological response of watersheds. Thus, this study evaluated the efficiency and feasibility of using the Soil Conservation Service (SCS) parameter CN, curve number, to determine the temporal evolution of the change in the land use, in the infiltration capacity and in the concentration time of the Batateiras river basin of the region of Juazeiro do Norte (CE), from 1985 to 2018, through data on land use and occupation available through the MapBiomas platform. The results showed that there was a strong change in land use and occupation in the region, presenting a 25% loss in the forest area and an increase of 323% in the urban area from 1985 to 2018. The soil's infiltration capacity, consequently, suffered a reduction in areas with high infiltration potential, from 70% in 1985 to 50% in 2018. The municipality's average curve number increased from 79.4 to 82.1 in the 33 years of the evaluated period and the concentration time of the Batateiras river basin, located in the interior of the county, reduced from 13.1 hours to 11.9 hours, accumulating a reduction of 1.2 hours as a consequence of the county's land use changes.

Keywords: MapBiomas. land use. curve number. concentration time.

[1] Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.
* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Bloco 713 - 1º Andar – Centro de Tecnologia, CEP 60451-970, Fortaleza, Ceará, Brasil. Email: mariadelmirorocha@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Resumo

As informações sobre o uso e ocupação do solo são importantes ferramentas para o estabelecimento de políticas de expansão urbana, bem como para o gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que a falta de controle no manejo da vegetação e do solo pode ocasionar modificações nas características de infiltração e mudanças na resposta hidrológica de bacias hidrográficas. Deste modo, este trabalho avaliou a eficiência e a viabilidade do uso do parâmetro CN, *curve number*, do Soil Conservation Service (SCS), para determinar a evolução temporal da mudança no uso e cobertura do solo, na capacidade de infiltração e na mudança do tempo de concentração da bacia hidrográfica do rio Batateiras e da região de Juazeiro do Norte (CE) de 1985 a 2018 através dos dados de uso e ocupação do solo disponível pela plataforma MapBiomas. Os resultados mostraram que ocorreu uma forte mudança no uso e ocupação do solo da região, apresentado uma perda de 25% na área de floresta e um aumento de 323% na área urbana de 1985 a 2018. A capacidade de infiltração do solo, consequentemente, sofreu uma redução das áreas com alto potencial de infiltração, de 70% em 1985 para 50% em 2018. O curve number médio do município aumentou de 79.4 para 82,1 nos 33 anos do período avaliado e o tempo de concentração da bacia do rio Batateiras, localizado no interior do município, reduziu de 13.1 horas para 11.9 horas, acumulando uma redução de 1.2 horas como consequência das mudanças do uso do solo no município.

Palavras chave: MapBiomas.uso do solo. curve number. tempo de concentração.

Introdução

As informações sobre o uso e ocupação do solo são importantes para o estabelecimento de políticas de expansão urbana (Barros *et al.,* 2015) bem como o gerenciamento de recursos hídricos, pois refletem a evolução da ocupação das atividades antrópicas sobre áreas potenciais de conservação (Sposito, 2001; Igari e Pivello, 2011; Lima e Ribeiro, 2012) e sobre as bacias hidrográficas. Esses dados incluem elementos-chave como o tipo de uso e cobertura do solo a partir dos quais pode-se avaliar a capacidade de infiltração e retenção de água e o potencial escoamento da superfície (Kemerich *et al.,* 2014).

O manejo incorreto da vegetação e do solo pode leva a alterações na estrutura deste podendo ocasionar intensas alterações como maior ou menor compactação, modificação da densidade, mudança na porosidade, no armazenamento e na disponibilidade de água às plantas e, como resultado final, interferir em sua capacidade de infiltração (Piroli *et al.,* 2011; Piroli, 2015). Quanto às bacias hidrográficas, o manejo antrópico inadequado de pequenas bacias em regiões semiáridas de alta fragilidade pode proporcionar significativos reflexos negativos como alterações na resposta hidrológica destas (Rodrigues *et al.,* 2013)

O crescimento e adensamento populacional nas cidades-polo cearenses nos últimos anos marcaram uma mudança drástica na cobertura vegetal que deram lugar as áreas construídas (Calegari et al., 2010). As regiões e bacias urbanas, nesse contexto de modificação intensa do uso e ocupação do solo para inserção de obras antrópicas como impermeabilização, pavimentação e edificações, passaram a apresentar, como consequência, modificações e aumento no CN da

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

região (Soares *et al.,* 2017), reduções consideráveis na capacidade infiltração dos solos (Medonça, 2009; Nascimento *et al.,* 2017) e mudança no tempo de concentração de bacias hidrográficas localizadas nessas áreas (Nunes e Fiori, 2008; Justino, Paula e Paiva 2011; Moreira, 2014).

O método Curve Number (CN) é um modelo empírico chuva-vazão desenvolvido na década de 1950 pelo Serviço de Conservação do Solo do USDA (SCS) em resposta à complexidade do uso da terra e da abstração inicial da precipitação (Ajmal *et al.,* 2015). O modelo CN destaca-se por ser simples, empírico, com suposições claramente definidas e para o qual os dados de entrada necessários estão geralmente disponíveis, como chuva e tipo de uso e ocupação do solo (Valle *et al.,* 2019). No método CN, vários fatores diferentes que afetam a geração de escoamento superficial, como tipo de solo, cobertura e uso do solo, condição da superfície e condição antecedente do escoamento são incorporados em um único parâmetro (Oliveira *et al.,* 2016). A aplicação do CN, porém, como forma de avaliar a evolução temporal do uso do solo em regiões que apresentaram grande interferência antrópica nos últimos anos e os potenciais impactos nas bacias hidrográficas internas a essas regiões ainda é pouco aplicado (Andrade *et al.,* 2017).

Assim, esta pesquisa teve como objetivo verificar a eficiência e a viabilidade do uso do parâmetro CN, *curve number*, desenvolvido pelo Soil Conservation Service (SCS), para avaliar a evolução temporal da mudança no uso e cobertura do solo, na capacidade de infiltração e na mudança do tempo de concentração da bacia hidrográfica do rio Batateiras e da região e Juazeiro do Norte (CE) de 1985 a 2018 por meio de dados de uso e ocupação do solo disponíveis na plataforma MapBiomas.

Metodologia

Caracterização da área de estudo

Este trabalhou abrangeu a área do município de Juazeiro do Norte, município integrante da Região Metropolitana do Cariri (RMC) no sul do Estado do Ceará, distante de 514 km da capital Fortaleza, conforme apresenta Figura 1. Com longitude - 39º 18’ 55’’ e latitude - 07º 12’ 47’’, o município possui uma área de 248.558 km² e uma altitude média de 377,3m em relação ao nível do mar. Considerado o terceiro município mais populoso do Ceará, estima-se que Juazeiro do Norte tenha uma população de 249.936 habitantes (IBGE, 2020). Além disso possui clima equatorial com temperaturas entre 22 e 34 ºC com média anual de 28 ºC. Possui duas estações climáticas bem definidas durante o ano, uma chuvosa, de janeiro a abril, e outra seca, de maio a dezembro.

A bacia hidrográfica escolhida dentro da área do município é uma sub-bacia hidrográfica do rio Batateira que abrange parte da região urbana da cidade de Juazeiro do Norte. A sub-bacia possui área aproximada de 36 km², o segmento do rio estudado apresenta declividade média

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

de 0.003 m/m e comprimento do talvegue de 8.23 km. A formação Batateiras, de onde se origina o nome do rio estudado, junto às formações Santana e Exu, na região do Cariri, são consideradas as unidades hidrogeológicas mais importante e mais perfuradas para captação e abastecimento por água subterrânea (Andrade, Gomes e Castro, 2005).

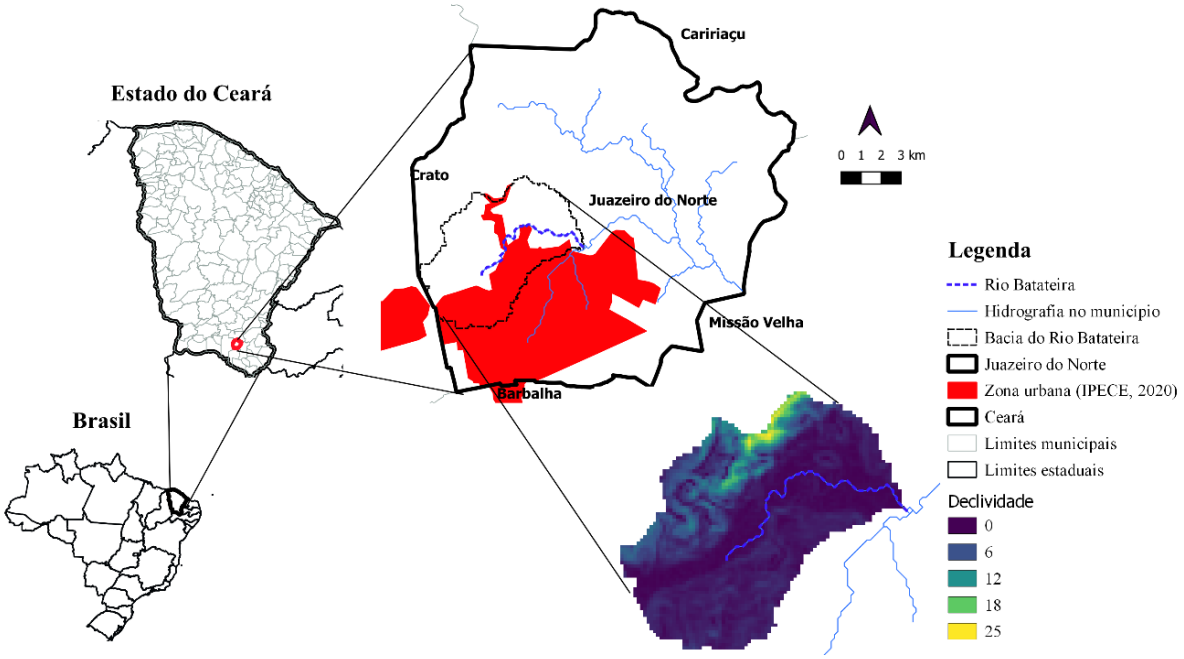


Figura 1. Localização do município de Juazeiro do Norte no Estado do Ceará- Brasil com a hidrografia na região destacando a sub-bacia hidrográfica do rio Batateira estudada neste trabalho.

Obtenção do parâmetro Curve Number

O método Curve Number (CN) é um modelo empírico desenvolvido na década de 1950 pelo Serviço de Conservação do Solo do USDA (SCS). O modelo CN é baseado na lei de conservação de massa de um evento de chuva, conforme apresenta Equação 1.

$$P = I_a + F + Q \qquad \textbf{Equação 1}$$

Onde P é a precipitação total de evento (mm); I_a é a abstração inicial (mm); F é a infiltração cumulativa (mm) e Q é o escoamento superficial direto (mm). Assumindo-se o exposto na Equação 2, têm-se:

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

$$\frac{Q}{P - I_a} = \frac{F}{S}$$ **Equação 2**

Com S sendo a retenção máxima potencial.

SCS (1972) propôs uma relação linear entre S e Ia, denominada λ, definida como a razão de abstração inicial onde $I_a = \lambda S$. O valor padrão de λ = 0.2 foi recomendado com base em estudos de muitas pequenas bacias hidrográficas agrícolas, havendo ainda muitos estudos sobre este parâmetro (Ajmal *et al.,* 2015).

Para simplificar, o parâmetro adimensional CN, *Curve Number*, foi desenvolvido para expressar a retenção máxima potencial do solo. Assim, o CN é um coeficiente adimensional que representa o solo, uso da terra ou cobertura e varia de 0, para retenção máxima de umidade sem escoamento por chuva, a 100, sem retenção com toda a chuva tornando-se escoamento. A Equação 3 apresenta o parâmetro CN.

$$CN = \frac{1000}{10 + \frac{S}{25.4}}$$ **Equação 3**

Para o cálculo do parâmetro *Curve Number* (CN) são necessários os dados de uso e ocupação do solo da área de estudo. Utilizou-se, para tanto, os dados fornecidos pela plataforma MapBiomas. Esta plataforma é uma iniciativa do Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima e é elaborada por uma rede colaborativa de co-criadores compostos por ONGs, universidades e empresas de tecnologia organizadas por biomas e temas transversais que disponibiliza um histórico de 34 anos (1985-2018) de monitoramento de uso e ocupação para o Brasil.

Dentre os usos disponíveis pela plataforma, aqueles existentes dentro da área de abrangência dos estudos foram efetivamente utilizados no cálculo do CN. Para tanto, porém, foi necessário ajustar um valor CN referente a cada uso. Assim, buscou-se uma descrição correspondente e similar entre as classes de usos do Soil Conservation Service e então tomou-se este CN para o respectivo uso. A Tabela 1 apresenta a descrição dos usos do solo pelo MapBiomas, a descrição correspondente e o CN adotados.

Utilizou-se também, como forma de caracterizar e avaliar sob outra perspectiva o impacto da mudança no uso do solo da área em estudo na infiltração do solo, a metodologia de classificação dos solos pelo potencial de infiltração detalhada em Nascimento, Carvalho & Costa (2017). O potencial de infiltração de cada tipo de uso do solo considerado também se encontra apresentado na Tabela 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Tabela 1. Usos do solo na região segundo classificação do MapBiomas e classificação adotada para a descrição do uso da Terra e respectivo CN segundo Soil Conservation Service

Uso do solo no MapBiomas	Descrição correspondente segundo Soil Conservation Service	CN	Potencial de infiltração
Formação florestal	Floresta com boa cobertura	70	Alto
Formação savânica	Floresta de baixa densidade	77	Alto
Formação campestre	Espaços abertos, gramados, em condição justa	79	Restrito
Afloramento rochoso	-	100	Escoamento
Pastagem	Pastagem em condição ruim	86	Muito restrito
Agricultura	Terra cultivada sem tratamento para preservação	88	Muito restrito
Cultura anual e perene	Terra cultivada sem tratamento para preservação	88	Muito restrito
Mosaico de agricultura e pastagem	Terra cultivada sem tratamento para preservação	88	Muito restrito
Infraestrutura urbana	Área urbana sem vegetação estabelecida	91	Sem potencial
Mineração	Solo exposto	91	Muito restrito
Outra área não vegetada	Terra cultivada sem tratamento para preservação	91	Sem potencial
Rio, lago e oceano	-	100	Escoamento

Realizou-se, então, a estimativa do Curve Number da região para cada ano de 1985 a 2018 tomando-se o CN para cada tipo de solo e as áreas disponíveis por tipo de uso por ano para, por fim, calcular um CN médio para a região conforme Equação 4. Este procedimento foi realizado tanto para toda a área do município de Juazeiro do Norte como para a sub-bacia do rio Batateiras.

$$CN_j = \frac{\sum_{i=1}^{n} CN_i * A_{ij}}{\sum_{i=1}^{n} A_{ij}} \qquad \textbf{Equação 4}$$

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Onde: CN_j: Curve Number médio para a região em um determinado ano j; CN_i: Curve Number adotado para um determinado tipo de solo i; A_{ij}: Área para um determinado tipo de solo i no ano j; n: Número correspondente ao total de usos do solo utilizados para cálculo

Com os valores de CN ao longo dos anos em Juazeiro do Norte e para a sub-baciaestudada, buscou-se avaliar seus efeitos sobre o tempo de concentração (Tc) bem como a mudança deste à medida em que mudava o CN ao longo do tempo. Para isso, utilizou-se a sub-bacia do rio Batateiras delimitada no interior do município de Juazeiro para o estudo em questão.

O tempo de concentração de uma bacia hidrográfica se refere ao tempo necessário para que toda a bacia contribua com o escoamento superficial numa dada seção. Há na literatura diversas equações consolidadas para o cálculo do tempo de concentração. Muitas delas, porém, utilizam apenas parâmetros fisiográficos da bacia como declividade e comprimento do rio principal, por exemplo. Tal aspecto desconsidera a influência do tipo de uso do solo da superfície, que pode favorecer ou desfavorecer escoamentos mais velozes, e desconsidera em maior grau a análise da mudança nas características da superfície ao longo do tempo. Objetivando então calcular o tempo de concentração incorporando a importância do uso do solo aplicou-se a fórmula para o cálculo do tempo de concentração desenvolvida pelo *Soil Conservation Service* fórmula, dada pela Equação 5 adaptada de Silveira (2005). Foram calculados o tempo de concentração para cada ano de acordo com o CN médio da bacia para o mesmo período e posteriormente avaliado a mudança ao longo do período.

$$t_c = 0.057 . \left(\frac{1000}{CN} - 9\right)^{0.7} . L^{0.8} S^{-0.5} \qquad \textbf{Equação 5}$$

Onde t_c: Tempo de concentração da bacia (hrs); L: Comprimento do talvegue (km); CN: Curve Number, S: Declividade do talvegue (m/m)

Resultados e discussão

Avaliando-se a Figura 2, é possível perceber que no ano de 1985, o município de Juazeiro do Norte tinha a maior parte de sua área ocupada por área de floresta, com 17438.2 ha, e, segundamente, por áreas voltadas a pastagem, com 6183.4 ha. Em sequência, porém em menor escala, o município possuía uma área de infraestrutura urbana maior que áreas voltadas à agricultura de, respectivamente, 706.2 ha e 21.6 ha. Esses dados refletem o fato de Juazeiro do Norte, segundo Lima e Ribeiro (2012), no início de sua edificação, ter seu desenvolvimento associado a romarias, recebendo aportes populacionais apenas de forma sazonal e parte de sua economia ainda dependente da atividade agropecuária conforme tendência econômica do Estado do Ceará.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Na década de 90, entretanto, há uma forte mudança no uso e ocupação do solo, de forma que a área de floresta passa a ceder espaço para áreas de agropecuária e urbana, indicando, portanto, um processo de urbanização. Diante disso, esses dois últimos usos do solo, no ano de 2000, passam a ocupar juntos 10830.7 ha do município, contra 13032.4 ha de floresta, de forma que esta apresenta uma perda de 25% de sua área em relação a 1985. Frente a isso, passa-se a ter uma maior ocupação populacional na região e o desenvolvimento da agropecuária visando atender as demandas de insumo das indústrias.

Nas últimas décadas, entretanto, percebe-se que a área de Floresta, apesar de ter sofrido perdas de área no início do século, volta a aumentar em detrimento da área de pecuária. Além disso, a redução de área voltada à agropecuária é acompanhada também por altas taxas de crescimento da área urbana desde o final da década de 90. Isso pode ser explicado pelos avanços dos setores de serviços, comercio e aumento da infraestrutura urbana que possibilitaram a expansão do município (Sposito, 2001; Calegari et al., 2010).

A redução de área de pecuária e o aumento da floresta também pode ser explicada por mudanças no Código Florestal. Segundo Igari e Pivello (2011), em 2008, passou-se a exigir a regularização ambiental das propriedades rurais, para possibilitar o acesso do produtor ao crédito rural. Dessa forma, a maior fiscalização das exigências advindas do Código Florestal pode ter sido a causa do aumento das áreas de Floresta observada a partir de 2009, de forma que, ao final do período analisado, este uso do solo apresenta uma área aproximada de 12444.0 ha, ao passo que as pastagens ocupam 7166.4 ha.

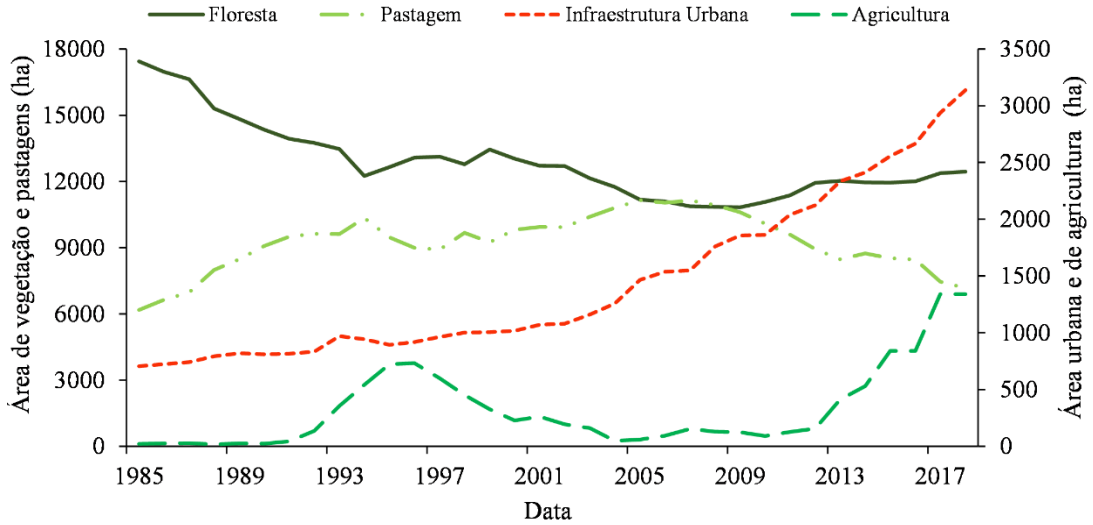


Figura 2. Variação na área dos principais usos do solo na região entre o período de 1985 e 2018.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Complementando-se a análise feita a partir da Figura 2, desta vez, observando-se os mapas da Figura 3, é possível identificar as mudanças no uso e ocupação do solo no município estudado. Em 1985, Juazeiro do Norte apresentava uma mancha urbana menos expressiva, representando apenas 2.84% da área total do município, todavia, já se observava uma área considerável voltada para atividades de agropecuária, com 26.45% da ocupação do território. Em 2018, entretanto, é possível notar que a mancha de área não vegetada cresceu enormemente na região sudoeste do município, passando a representar 12.60% da área total. Além disso, é possível perceber também uma perceptível perda de áreas de Floresta, que passa a ocupar 50.0% do município.

Sabendo disso, é importante ressaltar que há uma forte tendência do processo de infiltração ter sido seriamente afetado ao longo dos anos. Isto devido a forte introdução de áreas impermeáveis advindas de construções urbanas, mas também pela substituição de florestas por culturas agrícolas e de pastagem onde o solo passa a ser compactado pelo uso intensivo de máquinas e equipamentos de grande porte. Tucci e Clarke (1997) explicam uma grande quantidade de água proveniente da chuva torna-se incapaz de infiltrar no solo, ocasionando problemas relacionados não só a recarga de nascentes, que introduz períodos mais prolongados de estiagem, como também promove o aumento do escoamento superficial que possibilita problemas advindos da erosão do solo.

Barros et al. (2015) avaliou os índices de áreas verdes públicas no perímetro central da cidade de Juazeiro do Norte e encontrou um índice de área verde de, aproximadamente, 1.3 $m^2.hab^{-1}$ para a região urbana do município. Ressalta-se que esse baixo valor deve-se a política adotada na cidade que visa a impermeabilização das praças, canteiros e os elementos da paisagem urbana em geral. Barros et al. (2015) obteve para o total de 24 bairros na cidade uma área verde próxima de 0.24 km^2, que comparada aos estimados 30 km^2 de infraestrutura urbana apresentado na Figura 2, representaria, aproximadamente, 0.8% da área urbana. O processo de urbanização acentuado observado na cidade de Juazeiro do Norte contribui para potenciais alterações nas condições do clima da região, em especial em áreas pouco arborizadas e com maior densidade de construções (Silva *et al*., 2016).

Piroli et al. (2011) avaliou a mudança no uso e ocupação do solo para a bacia do córrego de Furnas nos anos de 1972 e 2007 contabilizando o aumento ou a diminuição percentual das áreas dos diferentes tipos de usos do solo entre os anos avaliados. O autor ressaltou que a área da bacia tornou-se majoritariamente urbana e com grandes áreas de usos específicos de pastagens e agricultura. Característica similar pôde-se observar para a região de Juazeiro do Norte na Figura 3. Piroli (2015), em estudo similar, avaliou a mudança no uso e ocupação do solo e também quantificou a mudança na capacidade de acumulação de água infiltrada nos solos. O autor concluiu que a mudança dos usos e coberturas da terra pode diminuir o volume teórico de água infiltrada no solo em mais de 20% ao longo dos anos, passando, assim, a aumentar o volume que escoa superficialmente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

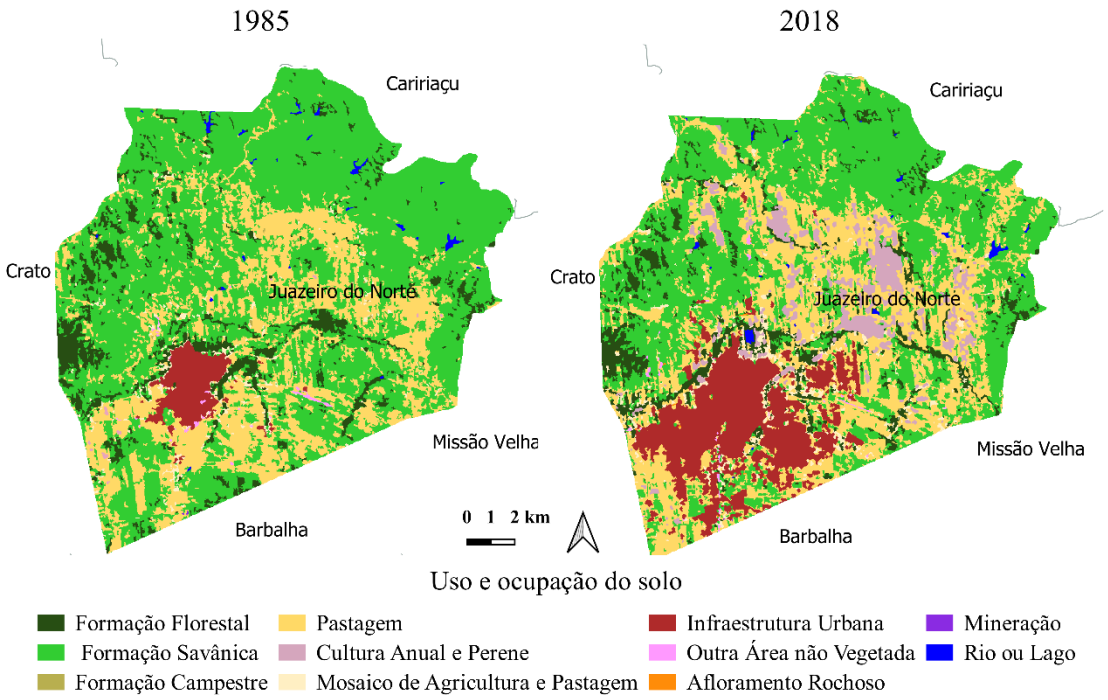


Figura 3. Mapa de uso e ocupação do solo na cidade de Juazeiro do Norte – CE nos anos de 1985 e 2018.

Apresentam-se na Tabela 2 os dados referentes a análise das mudanças do uso do solo nos anos extremos do período de dados analisados, 1985 e 2018. Nota-se que a área de floresta foi a mais afetada, perdendo, de 1985 para 2018, um total 4992.4 ha, representando uma redução de 28.6% de sua área em relação a 1985. Os usos corpos d'água e formação natural não vegetal também apresentaram redução de área, porém menos expressiva, de 8.2%.

Paralelamente, a agropecuária apresentou um crescimento expressivo em sua área com um de aumento de 86.7% também em comparação a 1985. Destaca-se, ademais, que o uso do solo que mais cresceu percentualmente foi o uso referente à área não vegetada, representado majoritariamente pela área urbana, apresentando um aumento de 323% em sua área. Essas mudanças destacadas são facilmente percebidas pelo contraste nos usos do solo apresentado nesses dois anos na Figura 3.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Tabela 2. Mudança percentual nas áreas dos usos do solo entre os anos de 1985 e 2018

Uso do Solo	1985	2018	Variação da área (ha)	% em relação à área de 1985
Floresta	17438.2	12444.0	-4994.2	- 28.6%
Agropecuária	6583.2	12292.4	5709.2	86.7%
Área não vegetada	755.5	3196.0	2440.5	323.0%
Formação natural não Florestal	21.0	20.4	-0.6	- 3.0%
Corpos D'água	87.9	83.4	-4.5	- 5.2%

A partir da Figura 4, observando-se a variação percentual do potencial de infiltração do solo de todo o município estudado, é possível ter uma apresentação mais clara dos impactos causados pelas alterações do uso do solo sobre o fenômeno em questão. Percebe-se, portanto, que a redução de áreas de Floresta e de Formação Natural resultou, ao longo dos anos, um forte efeito quanto à redução de áreas com alto potencial de infiltração. Estas em 1985 representavam cerca de 70% do território e em 2018, apenas 50%, reduzindo-se, portanto, em 30%. Paralelamente, o crescimento urbano e o desmatamento para criação de áreas de agropecuária, por sua vez, trouxe um aumento considerável para áreas com potencial de infiltração muito restrito ou sem potencial, que enquanto, em 1985, juntos representavam cerca de 30% da área do município, em 2018, cresceram para 50%. Áreas sem potencial de infiltração, em especial, têm crescido exponencialmente, principalmente, nos últimos anos, representando sozinhas 12.6% do município no final do período analisado, sendo reflexo, majoritariamente, do desenvolvimento urbano da região.

A avaliação do potencial de infiltração, de acordo com Nascimento et al. (2017), é abordada a partir da comparação entre as diferentes capacidades de infiltração da água nos solos sob a influência de diferentes tipos de cobertura vegetal e ocupações presentes na bacia avaliada, para o qual a cada tipo de uso do solo é associado a um potencial de infiltração. Nascimento et al. (2017) acompanhou a evolução do potencial de infiltração de duas bacias entre os anos de 1984, 1992 e 2001 e ambas apresentaram um aumento aproximado de 5% na área com potencial de armazenamento restrito e um aumento médio na área sem potencial de escoamento de 5%. Já a área com alto potencial de escoamento diminuiu em média 10%. O comportamento encontrado em Juazeiro do Norte apresentou uma diminuição na área de alto potencial de escoamento mais acentuada e próxima de 20%. Pode-se associar a diminuição das áreas de alto potencial de infiltração e o aumento das áreas sem potencial de escoamento como um reflexo direto da diminuição das áreas vegetadas e o aumento da área urbana do município (Kemerich *et al.,* 2014).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Medonça et al. (2009), em estudo similar, destaca que a capacidade de infiltração é maior em áreas vegetadas devido à maior quantidade de matéria orgânica. Ademais, o autor também destaca que a capacidade de infiltração depende fundamentalmente da umidade antecedente, da natureza e do estado da estrutura do solo superficial, sendo assim, facilmente afetada pelo tipo de vegetação e de manejo e, portanto, função do grau de antropização e do tipo de cobertura do solo.

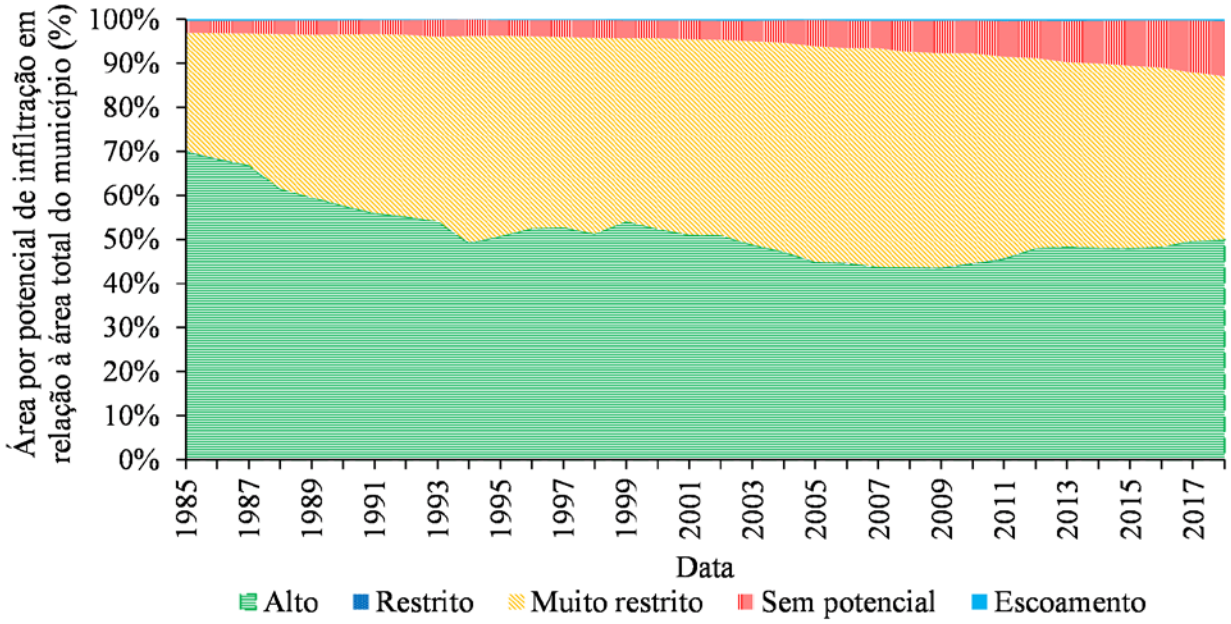


Figura 4. Variação do potencial de infiltração do solo no município de Juazeiro do Norte (CE) para o período de 1985 a 2018.

Observa-se na Figura 5 os efeitos sobre o CN ao longo dos anos no município de Juazeiro do Norte. Em um primeiro momento, é notório que o CN, no final do século XX, apresentou um forte crescimento, saindo de um valor de 79.4 em 1985, para 81.2 no ano de 2000, fato este que coincide com o avanço da urbanização na localidade, podendo-se, portanto, estabelecer uma relação de causalidade. Além disso, observa-se ainda que a curva de CN eleva-se bastante até o ano de 2009, quando chega ao valor de 82.2, a partir do qual sofre uma leve redução, decaindo-se para 81.9 em 2013, coincidindo com as movimentações políticas associadas ao Código Florestal de forma que em 2018, fecha o período analisado em 82.1.

Andrade et al. (2017) avaliou a mudança do CN resultante dos efeitos das mudanças de uso do solo de duas bacias localizadas na região centro-sul do Estado do Ceará e concluiu que o efeito do uso da terra no CN é evidente, sugerindo que uma perturbação no uso da terra a

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

partir da condição nativa implica grande variabilidade no CN. Uma das bacias hidrográficas estudadas pelo referido autor mantinha a vegetação semiárida tropical natural e a outra foi coberta por uma floresta tropical seca e fina, na qual toda a vegetação com diâmetro menor que 10 cm removida e os galhos foram cortados e colocados sobre o solo. A bacia mais preservada apresentou variação de CN significativamente inferior à bacia com maior intervenção. A variação de CN no primeiro caso foi de 60 a 90 enquanto no segundo foi de aproximadamente 0 a 90.

Soares et al. (2017) avaliou a mudança no uso do solo e obteve o CN médio para a bacia do rio Ivaí, no Paraná, para os anos de 1986 e 2011. Os autores observaram aumento no CN na maioria das sub-bacias analisadas no ano de 2011 e destacou que a principal causa do aumento da impermeabilidade foi que a urbanização e o uso agrícola em áreas de solos frágeis e altas concentrações de argila, o que favorece o escoamento superficial sobre a infiltração. Ressalta-se, porém, que o aumento no CN observado pro Soares et al. (2017) foram bastante pequenos, não superando o valor de uma unidade. A região de Juazeiro do Norte, estudada no presente trabalho por sua vez, apresentou um aumento n CN médio da região, próximo de três unidades, sendo comparativamente maior.

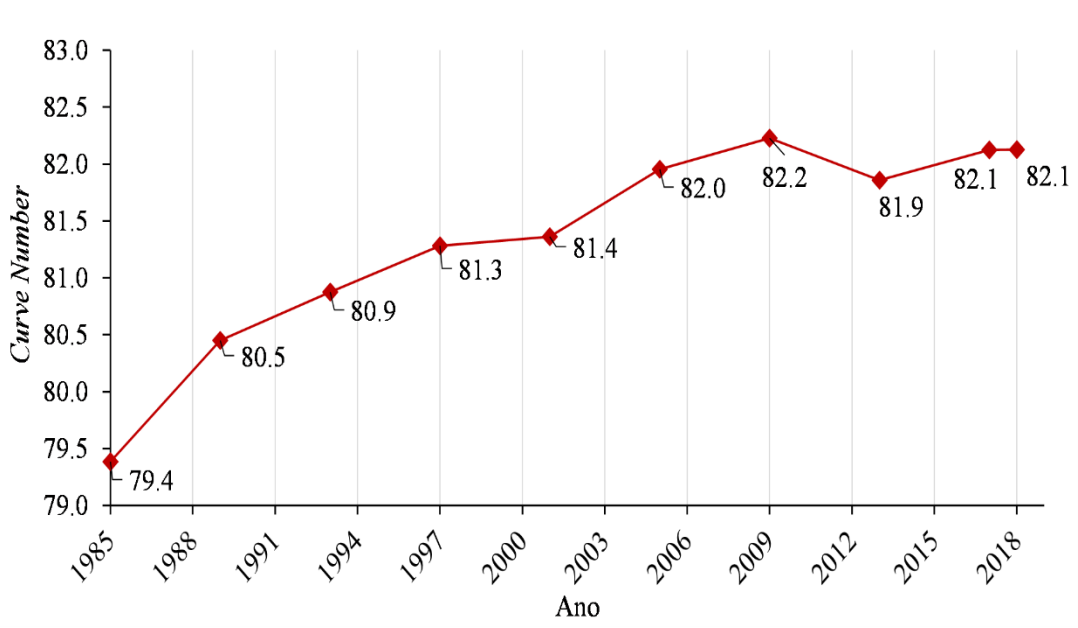


Figura 5. Variação do Curve Number médio para a região de 1985 a 2018.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Associando todo o elevado desenvolvimento urbano do município de Juazeiro do Norte às evidentes mudanças ocorridas no uso e ocupação do solo e consequentemente ao CN médio obtido para a região, a Figura 6 apresenta a correlação obtida entre os dados populacionais da cidade obtidos pelos censos e estimados pelo IBGE para os anos entre os censos com o CN médio obtido para a região nos anos em que se dispunha de dados de população. A relação apresentou um elevado coeficiente de correlação de 0.95 reforçando as discussões previamente abordadas em que as mudanças no uso do solo e o aumento do CN na região estão fortemente marcados por melhorias na infraestrutura urbana da cidade que, consequentemente, impulsionaram todo o desenvolvimento urbano e aumento populacional do município.

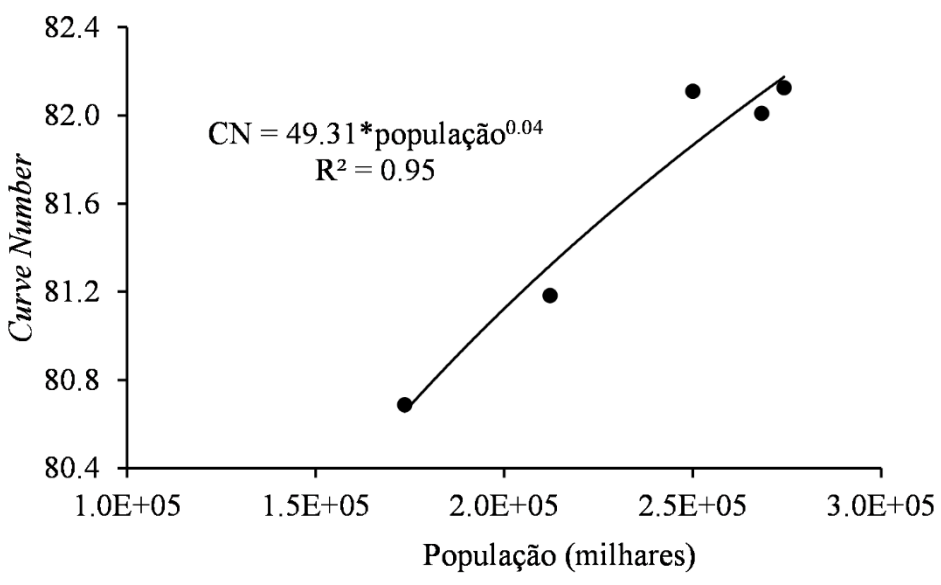


Figura 6. Correlação entre o Curve Number médio para a região e a população de Juazeiro do norte.

Avaliou-se, por fim, os efeitos da urbanização histórica de Juazeiro do Norte sobre o comportamento hidrológico das bacias do município. Para isso, utilizou-se como base a bacia do rio Batateira, escolhida por se localizar em um ponto que mais sofreu com os avanços da urbanização e da criação de pastagens. Avalia-se, a partir da Figura 6, as alterações do tempo de concentração da bacia (Tc), calculado pela fórmula do método SCS Lag, em função das alterações de CN ao longo dos anos. Diante disso, em um primeiro momento, nota-se a proporcionalidade inversa existente entre esses dois fatores com a redução do tempo de concentração associada ao crescimento do CN ao longo dos anos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Em 1985, ano no qual o CN apresenta o valor mais baixo do período analisado, 80.4, o tempo de concentração obtido foi de 13.09 horas. Ao longo da série histórica, entretanto, há um aumento do número de CN, de forma a resultar em uma redução do tempo de concentração, dada a proporcionalidade inversa existente entre esses dois parâmetros. No ano de 2001, início do século XXI, o CN chegou a um valor de 82.3, ao passo que o tempo de concentração decaiu para 12.34 horas. Diante disso, observa-se da Figura 6 que os valores de CN cresceram, particularmente, a uma taxa maior nos últimos anos, resultando, assim, em 2018, em um valor de 83.4 para CN e em 11.9 horas de tempo de concentração. Portanto, comparando-se com o início do período analisado, nota-se que o aumento do número de CN ocasionou a redução Tc em 1.19 horas na bacia estudada.

Nunes e Fiori (2008) explicam que com essas observações é possível concluir que o aumento do número de CN advindo dos avanços da urbanização associado a consequente diminuição do tempo de concentração são responsáveis por aumentar o volume escoado e acelerar o percurso d'água desde o ponto mais distante da bacia, fazendo com que o rio atinja cada vez mais rápido, o seu pico de vazão de cheias.

Sabendo disso, Moreira (2014), avaliou o impacto da evolução urbanística sobre a bacia hidrográfica do Córrego São Gabriel no estado do Espírito Santo, empregando-se, para isso, diferentes cenários. No estudo em questão, foi observada uma redução do tempo de concentração para cenários futuros de urbanização da bacia proporcionados pelo incremento de áreas impermeáveis, de forma que se observou um decaimento do Tc de um valor inicial de 191.62 minutos, em um cenário com urbanização em fase inicial, para um valor final de 151.71 minutos, em um cenário futuro de maior urbanização. Consequentemente, observou-se também um aumento significativo nas vazões observadas entre os cenários de pré-urbanização e urbanização inicial sendo resultado da diminuição expressiva da cobertura vegetal, advinda da expansão rural.

Justino, Paula e Paiva (2011) analisaram o efeito da impermeabilização dos solos urbanos na drenagem de água pluvial do da bacia do Córrego Lagoinha no município de Uberlândia, Minas Gerais, novamente, avaliando diferentes cenários e os efeitos do CN. Os resultados obtidos mostraram que para uma variação de 29 a 54% no índice de áreas impermeáveis, a vazão de pico pode sofrer um aumento de até 59.40% sobre a vazão de pico do cenário de referência. Os autores destacam que, para a bacia em questão, já intensamente urbanizada, a melhor solução para solucionar problemas decorrentes de inundações é a implantação de um reservatório de retenção ou detenção em sua área central, pois, este amortecerá as vazões e o tempo de pico.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Nesse contexto, Vendrame e Lopes (2005), também avaliaram a influência do aumento do CN com a urbanização da bacia do rio Pararangaba, em São José dos Campos-SP, e sua influência sobre a redução do tempo de concentração. Percebeu-se que, para um cenário de pré-urbanização, o CN apresentado era de 69.33, resultando em 15,23 horas de tempo de concentração, ao passo que a urbanização para o ano de 2005 estava associada a um CN de 76.09 na bacia, proporcionando uma redução no tempo de concentração para 6.27 horas. Para uma cenarização futura de urbanização, o CN gerado foi de 84.77, com Tc decaindo para, apenas, 5.07 horas. Os autores ainda comentam a necessidade de se avaliar os avanços da urbanização de bacias, uma vez que, caso não sejam tomadas medidas preventivas, as vazões podem se tornar muito superiores em relação às vazões para condição rural. Consequentemente, pode haver a necessidade de investimentos consideráveis no futuro para controlar o incremento do volume de escoamento superficial (Travassos, 2012).

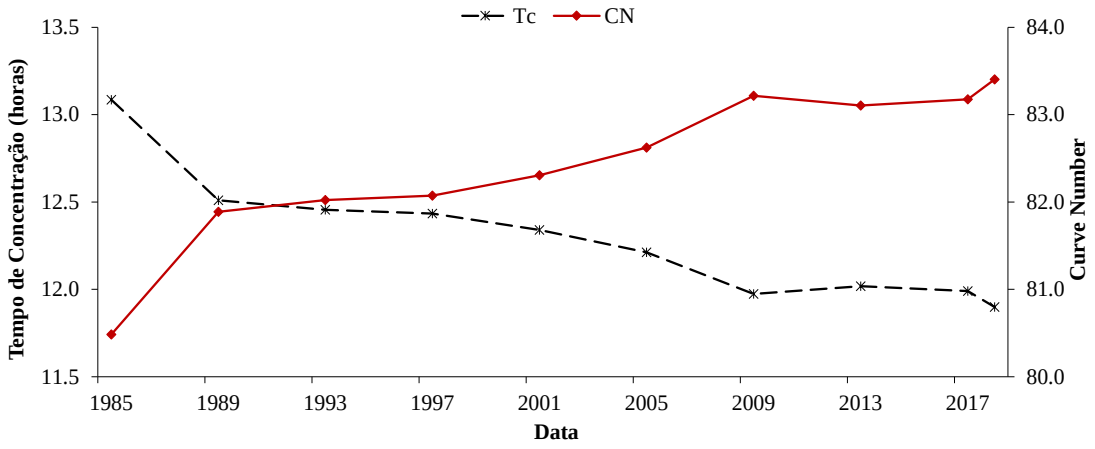


Figura 7. Variação do tempo de concentração em função do Curve Number médio para a região de 1985 a 2018.

Conclusões

Avaliou-se neste trabalho a aplicação do uso do parâmetro CN, *curve number*, desenvolvido pelo Soil Conservation Service (SCS), para avaliar a evolução temporal da mudança no uso e cobertura do solo, na capacidade de infiltração ao longo do tempo e na mudança do tempo de concentração da bacia hidrográfica do rio Batateiras para a região e Juazeiro do Norte (CE) através dos dados de uso e ocupação do solo disponível pela plataforma MapBiomas. Realizou-se também a uma análise histórica do desenvolvimento urbano da cidade e a correlação com a mudança do CN médio da região.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Os resultados apresentaram uma acentuada redução nas áreas de vegetação, concomitante a um aumento das áreas de pastagem e de infraestrutura urbana, sendo estas mudanças associadas ao adensamento populacional e ao surgimento de empreendimentos comerciais e industriais ao longo dos últimos 30 anos no município. Ao comparar as alterações no uso do solo entre os anos 1985 e 2018, observou-se um crescimento considerável da mancha de área não vegetada, em especial em torno da região urbana do município, com um aumento percentual de cerca de 323% em área. Paralelamente a isso, para o mesmo período, áreas de pastagem também sofreram um aumento expressivo, de aproximadamente de 86.7%, enquanto as áreas de vegetação apresentaram redução na área em, aproximadamente, 28.6%. Observou-se, ademais, uma forte tendência do processo de infiltração ter sido, significativamente, afetado no município. Sendo concluído, por este estudo que a redução de áreas de Floresta e de Formação Natural surtiu, ao longo dos anos, um forte impacto quanto à redução de áreas com alto potencial de infiltração em detrimento do crescimento de áreas com potencial de infiltração muito restrito ou sem potencial.

Obteve-se também valores de CN representativos para o município e para a sub-bacia do rio Batateiras para cada ano da série histórica estudada, com base nos dados de uso e ocupação do solo levantados. A partir disso, foi possível observar um crescimento dos valores de CN de 79.4 a 82.1 paralelo ao desenvolvimento urbano do município, em especial, após a construção de empreendimentos industriais e comerciais.

Por fim, a partir da análise comparativa entre a mudança dos valores de CN ao longo da série histórica e o reflexo na mudança nos valores do tempo de concentração da sub-bacia do rio Batateiras, localizada dentro da área do município estudado, notou-se uma proporcionalidade inversa existente entre os dois fatores. Assim, enquanto o CN aumentou, o tempo de concentração diminuiu de 13.1 horas para 11.9 horas. Ressalta-se, por fim, que a redução do tempo de concentração associada ao crescimento do CN ao longo dos anos pode ocasionar o aumento o volume escoado na bacia e acelerar o percurso d'água desde o ponto mais distante da bacia, fazendo com que o rio atinja cada vez mais rápido, o seu pico de vazão de cheias.

Referências bibliográficas

Ajmal, M., Kim, T. W. (2015) Quantifying Excess Stormwater Using SCS-CN–Based Rainfall Runoff Models and Different Curve Number Determination Methods. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **141**(3), 04014058.

Andrade, E. M., Araújo Neto, J. R., Guerreiro, M. J. S., Santos, J. C. N., Palácio, H. A. Q. (2017). Land Use Effect on the CN Model Parameters in a Tropical Dry Environment. *Water Resources Management*, **31**(13), 4103–4116.

Andrade, L. A. P., Gomes, C. C., Castro, M. A. H. (2005) Diagnóstico do abastecimento público por dados tubulares de Juazeiro do Norte – CE. *Águas subterrâneas*, São Paulo, Brasil, 19 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Barboza, E. N., Neto, F. C. B., Caiana, C. R. A., Crisostomo1, N. C., Sampaio, M. R. L., Beserra, M. N. S. e Lacerda, A. W. J. R. (2019) Análise de precipitações pluviométricas entre 1974-2009 no município de Juazeiro do Norte, Ceará**.** *Revista Brasileira de Gestão Ambiental*, **14**(01), 36-46.

Barros, A. S., Matos, R. M., Silva, P. F., Neto, J. D. (2015) Índices de áreas verdes públicas no perímetro central da cidade de Juazeiro do Norte – CE**.** *Revista Brasileira de Geografia Física*, **8**(4), 1273-1280.

Calegari, L.; Martins, S. V.; Gleriani, J. M.; Silva, E.; Busato, L. C. (2010) Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, **34**(5), 871-880.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatistica (2020). IBGE Cidades. Acesso em: 10 maio. 2020. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/juazeiro-do-norte/panorama

Igari, A. T., Pivello, Vânia R. (2011) Crédito rural e código florestal: irmãos como caim e abel? *Ambiente & Sociedade*, **14**(1), 133-150.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (2020). Acesso em: 02 de maio de 2020. Disponível em: http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/georreferenciados/index.htm

Justino, E. A., Paula, H. M., Paiva, E. C. R. (2011) Análise do efeito da impermeabilização dos solos urbanos na drenagem de água pluvial do município de Uberlândia-MG. *Espaço em revista*, **13**(1), 16-38.

Kemerich, P. D. C., Martins, S. R., Kobiyama, M., Flores, C. E. B., Borba, W. F., Fernandes, G. A., Santi, A. L., Cherubin, M. R. (2014) Water Infiltration and Runoff Under Different Land Uses and Occupancy in a Hydrografic Basin. *Anuário do Instituto de Geociências*, **37**(2), 75-88.

Lima, G. G., Ribeiro, S. C. (2012) Geomorfologia e paisagem do município de juazeiro do norte/ce: relações entre a natureza semi-árida e os impactos antrópicos. *Geomorfologia e Cotidiano*, **4**(2), 520-530.

Mendonça, L. A. R., Vásquez, M. A. N., Feitosa, J. V., Oliveira, J. F., Franca, R. M., Vásquez, E. M. F., Frischkorn, H. (2009) Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **14**(1), 89-98.

Moreira, L. L. (2014) *Análise do impacto da evolução urbanística sobre o sistema de drenagem urbana*. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 87 pp.

Nascimento, P. W. F., Carvalho, R. P. B., Costa, V. C. (2017). Avaliação do potencial de infiltração relativo das bacias hidrográficas urbanas do rio anil e do rio grande (município do Rio de Janeiro). *Geo UERJ*, **0**(30), 364-390.

Nunes, F. G., Fiori, A. P. (2008) Análise da impermeabilização dos solos e aumento dos picos de vazão de cheias em bacias hidrográficas urbanas. *Boletim Paranaense de Geociências*, 62-63, 47-60.

Oliveira, P. T. S., Nearing, M. A., Hawkins, R. H., Stone, J. J., Rodrigues, D. B. B., Panachuki, E., Wendland, E. (2016) Curve number estimation from Brazilian Cerrado rainfall and runoff data. *Journal of Soil and Water Conservation*. **71**(5), 420–429.

Piroli, E. L. (2015) Mudanças no uso da terra e impactos sobre a infiltração de água em microbacias hidrográficas avaliados com técnicas de geoprocessamento, *XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, João Pessoa, Brasil.

Piroli, E. L., Ishikawa, D. T. K., Demarchi, J. C. (2001) Análise das mudanças no uso do solo da microbacia do Córrego das Furnas, município de Ourinhos - SP, entre os anos de 1972 e 2007, e dos impactos sobre suas áreas de preservação permanente, apoiada em geoprocessamento. *XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 15. 2011, Curitiba, Brasil.

Rodrigues, J. O., Andrade, E. M., Mendonça, L. A. R., Araújo, J. C., Palácio, H. A. Q., Araújo. E. M. (2013) Respostas hidrológicas em pequenas bacias na região semiárida em função do uso do solo*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **17**(3), 312–318.

SCS , Soil Conservation Service (1972) SCS National Engineering Handbook, Section 4. *Hydrology, Soil Conservation Service*. US Department of Agriculture, Washington, DC.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76733
Vol. 15, No.1, 67-85
6 de abril de 2022

Silva, A. C., Silva, O. G., Silva, D., N., F., Corrêa, A., C., B. (2016) Mudanças do uso e ocupação da terra a partir da expansão urbana e as influências climáticas sobre a morfodinâmica no município do Recife/PE entre 1975 e 2015. *Revista Cerrados*. **13** (1), 33-49.

Sposito, M. E. B. A urbanização da sociedade: reflexões para um debate sobre as novas formas espaciais. O espaço no fim de século – a nova raridade, Editora Contexto, 2001.

SCS. Soil Concervation Service. *Urban Hydrology for Small Watersheds*, 2nd Ed., (TR-55), June 1986.

Soares, M. R. G. j., Fiori, C. O., Silveira, C. T., Kaviski, E. (2017). Efficiency of the curve number method of rainwater retention. *Mercator*, **16**(1).

Silveira, A. L. L. (2005) Desempenho de fórmulas de tempo de concentração em bacias urbanas e rurais. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **10**(1), 5-23.

Travassos, L. (2012) Urban flooding: a social and environmental issue. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **1**(1), 88-105.

Valle Junior, L. C. G., Rodrigues, D. B. B., Oliveira, P. T. S. (2019). Taxa de abstração inicial e estimativa do número da curva usando dados de chuva e escoamento de uma bacia hidrográfica tropical. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **24**(1), 169-178.

Vendrame, I. F., Lopes, W. A. B. (2005) Análise do crescimento urbano e seus efeitos na mudança da dinâmica do escoamento superficial da bacia do Pararangaba. *XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.* Goiânia, Brasil.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

LINER PARA IMPERMEABILIZAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS UTILIZANDO RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO

* Marcelo Oliveira Caetano [1]
Tiago Emanuel de Sá Schuck [2]
David Lamberti Diehl Camacho [3]
Luciana Paulo Gomes [1]

UTILIZATION OF CONSTRUCTION AND DEMOLITION WASTE AS ALTERNATIVE LANDFILL LINER

Recibido el 3 de septiembre de 2020. Aceptado el 13 de abril de 2021

Abstract

Studies addressing waterproofing systems in landfills, are seeking the replacement of mineral liner (clay) by alternative layers that ensure its tightness, but reduce construction costs and environmental impacts. This research evaluated, using the concept of particle packing, the application of a combination of local soil (SL) from a municipal solid waste disposal area, and construction and demolition waste containing red ceramic (RCD-CV) and / or concrete (RCD-C). From the materials characterization, a particle packing study was performed and the geotechnical parameters of the liners were determined. Their compaction was tested in three different energies: normal, intermediate and modified. Finally, tests were performed to determine the hydraulic conductivity index. Three (3) mixtures with potential application as landfill sealing system can be determined: SL 60% + 40% RCD-C; SL 60% + 40% RCD-CV; SL 60% + 20% RCD-CV + 20% RCD-C. However, after the hydraulic conductivity tests, the $k_{20} = 10^{-7}$ cm/s, required by environmental legislation and indicated by research as a reference for this type of application, the parameter was reached for all alternative liners tested by applying only one compatibility with modified energy. Due to the operational difficulties of implementing this type of procedure in the field and, from the result of $k_{20} = 10^{-7}$ cm/s for normal energy compaction for all evaluated liners, the research concludes that the best application is related to final coverage of landfills.

Keywords: landfill, bottom waterproofing, RCD, alternative landfill liner.

[1] Univeridade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Brasil.
[2] Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), Brasil.
[3] Universidade de Coimbra, Portugal.
* *Autor correspondente:* Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Brasil. Av. Unisinos, 950. CEP 93022-750 - São Leolpodo - RS - Brasil. Email: mocaetano@unisinos.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Resumo

Estudos relacionados a sistemas de impermeabilização em aterros sanitários, estão buscando a substituição do liner mineral (argila) por camadas alternativas que garantam sua estanqueidade, porém reduzem custos construtivos e impactos ambientais. Esta pesquisa avaliou, utilizando o conceito de empacotamento de partículas, a aplicação de uma combinação de solo local (SL), oriundo de uma área de destinação final de resíduos sólidos urbanos, e resíduos de construção e demolição contendo cerâmica vermelha (RCD-CV) e/ou concreto (RCD-C). A partir da caracterização dos materiais, executou-se um estudo de empacotamento de partículas e fez-se a determinação dos parâmetros geotécnicos dos liners. Testou-se a compactação destes em três diferentes energias: normal, intermediária e modificada. Por fim, fez-se os ensaios para a determinação do coeficiente de permeabilidade. Pode-se determinar três misturas com potencial de aplicação como sistema de impermeabilização de aterros: SL 60% + 40% RCD-C; SL 60% + 40% RCD-CV; SL 60% + 20% RCD-CV + 20% RCD-C. Contudo, após os ensaios de permeabilidade, o $k_{20}=10^{-7}$ cm/s, exigido pela legislação ambiental e indicado por pesquisas como um referencial para este tipo de aplicação, foi alcançado para todos os liners alternativos testados apenas aplicando uma compatação com energia modificada. Devido as dificuldades operacionais de implantação deste tipo de procedimento em campo e, a partir do resultado de $k_{20}=10^{-6}$ cm/s para compactação com energia normal para todos os liner avaliados, a pesquisa concluiu que a melhor aplicação está relacionada a cobertura final de aterros.

Palavras chave: landfill, bottom waterproofing, RCD, alternative landfill liner.

Introdução

O artigo aborda dois aspectos técnicos e ambientais que justificam o desenvolvimento de *liners* alternativos para utilização como sistema de impermeabilização inferior de aterros sanitários. O primeiro, refere-se ao elevado volume de Resíduos de Construção e Demolição (RCD) gerados nos centros urbanos brasileiros, que apesar do grande potencial de reciclagem, possui baixos índices de reaproveitamento, e acaba por ser disposto sem utilização. O segundo aspecto, refere-se a busca por uma solução tecnicamente adequada e viável economicamente, que substitua a utilização de argila na construção da camada impermeabilizante em aterros sanitários, de forma a reduzir os volumes de exploração deste recurso natural.

Com relação a RCD, a geração brasileira em 2019 foi cerca de 121.000 toneladas/dia. Isto representa um índice de 213.5 kg/habitante.ano (ABRELPE, 2020). Entre os anos de 2010 e 2019 o relatório mostra ainda que houve um incremento de coleta de RCD no Brasil na ordem de 10 milhões de toneladas. Contudo, conforme o relatório da ABRECON (2015), o índice de reciclagem de RCD estimado no Brasil para o ano de 2015 é de cerca de 21% do total gerado. Índice em países da Europa como Holanda e Alemanha chegam até 90% de reciclagem do RCD gerado. Ortiz, Pasqualino e Castells (2010) descrevem que em Portugal e Espanha, o índice de reaproveitamento é de 40%.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Autores como Karpinsk *et al*. (2009); Evangelista *et al*. (2010); Llatas (2011); Mália *et al*. (2011); Ding & Xiao (2014); Caetano, Lambiase e Gome (2016); Caetano, Selbach e Gomes (2016), também destacam que mais de 80% dos RCD gerados em obras podem ser classificados como Classe A. Ou seja, podem ser reaproveitados como agregado miúdo, inclusive na própria obra.

Contudo, há diversas dificuldades em reaproveitamentos destes resíduos. Entre estas pode-se citar: inexistência de um adequado inventário quantitativo e qualitativo destes resíduos; falhas na segregação e classificação; inviabilidade econômica e técnica de reciclagem do resíduo na própria obra (Caetano, Lambiase, Gomes 2016; Caetano; Selbach, Gomes, 2016; Parisi *et al*., 2015).

Por outro lado, com relação a projeto, instalação e operação de aterros sanitários, no Brasil, a Lei 12305 (BRASIL, 2010) obriga a destinação final de resíduos sólidos urbanos (RSU) em áreas ambientalmente adequadas. Uma das tecnologias mais utilizadas no país é o uso de Aterros Sanitários. De acordo com o relatório da ABRELPE (2020), o Brasil gerou em 2019 cerca de 72 milhões de ton/ano de RSU e um índice per capita de 348.90 kg/hab.ano. Destes, 59.50% foram destinados para aterros sanitários. O restante, 40.50% (cerca de 30 milhões de ton/ano) foram dispostos locais ambientalmente inadequados (lixões e aterros controlados).

Ainda em relação a aterros sanitários, Pessin *et al*. (2002), Chernicharo *et al*. (2003), Burton & Watson-Craik (1998) e Renou *et al*. (2008), relatam que este é o método mais empregado no mundo para disposição final de RSU, além de mais vantojoso economicamente, conforme descrito por Renou *et al*. (2008). Este autor ainda apresenta índices de disposição final em aterros na ordem de 52%, 90% e 95%, para Coréia, Polônia e Tailândia, respectivamente.

Além de vantojoso financeiramente, se devidamente projetado, operado e monitorado, torna-se uma solução segura sob os aspectos técnicos, sanitários e ambientais. Como trata-se de um biodigestor projetado e operado de forma a favorecer a biodegradação anaeróbia, há geração de lixiviados e gases que devem ser devidamente retidos para posterior drenagem e tratamento.

Assim, entre as estrutuuras obrigatórias para uma operação adequada dos aterros sanitários, podem ser citados: o sistema de drenagem de águas superficiais, impermeabilização inferior e superior/cobertura, sistema de drenagem e tratamento de lixiviados e gases (Pessin *et al*., 2002).

A função principal das impermeabilizações superiores e inferiores dos aterros sanitários é impedir o vazamento de lixiviados para o solo e lençol freático, eliminar a dissipação dos gases de aterro e evitar a entrada de água da chuva. Elevada permeabilidade na cobertura do aterro permite o ingresso de uma quantidade maior de água da chuva, resultando em um maior volume de lixiviados. Este líquido é altamente tóxico, composto por elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogenada. Existem diversos estudos que identificam as características dos lixiviados

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

e propostas de tratamento deste efluente. Entre estes pode-se citar: Bertanza *et al*. (1998); Marttinen *et al*. (2002); Ozturk *et al*. (2003); Cheung *et al*. (1997); Calli *et al*. (2005); Gomes *et al*. (2006); Renou *et al*. (2008); Gomes *et al*. (2014).

A composição de um sistema de impermeabilização superior de um aterro sanitário, normalmente é uma combinação entre uma camada drenagem, argila (*liner* mineral), um geossintético (geomebrana de PEAD), solo e gramínia. Para impermeabilização inferior, o usual é a utilização de uma camada de argila (*liner* mineral), um geossintético (geomebrana de PEAD) e uma camada de proteção da geomebrana (geotextil, camada de argila ou pó de brita). Há uma série de critérios geotécnicos para a garantia de durabilidade, estanqueidade, resistência intempéries, resistência mecânica, e compatibilidade com resíduos. Conforme Prim *et al*. (2003), entre estas características estão: espessura da camada, granulometria do solo, baixa permeabilidade, baixo índice de vazios, permeabilidade, capacidade de carga etc.

Com relação ao índice de permeabilidade, parâmetro essencial de controle, Vinayagamoorthy *et al*. (2015) analisaram *liners* minerais submetidos a ensaios de permeabilidade normal e permeabilidade acelerada. Os resultados foram considerados satisfatórios, já que o ensaio de forma acelerada traz redução de espaços na parte estrutural do *liner*. Já a pesquisa de Soares (2012), utilizando um solo saprolítico de filito compactado no ponto ótimo e energia normal, relatam uma permeabilidade de $5x10^{-8}$ m/s para o revestimento de fundo.

Adicionalmente a estas camadas tradicionais, a utilização de *liners* alternativos para sistemas de impermeabilização inferior em aterros sanitários, é um tema bastante estudado na literatura, como são os casos das pesquisas de Hejazi; Alirezazadeh (2017), Wang *et al*. (2019). Rubinos e Spagnoli (2018) apresentam, em seu artigo, a utilização de diversos tipos resíduos empregados para impermeabilização inferior e superior de aterro sanitário. Os autores incluem o uso de resíduos de cinza de casca de arroz e RCD. Destacam, no entanto, que os resíduos devem ser utilizados com cautela de forma a não prejudicar os *liners*. Conforme Rubinos e Spagnoli (2018), as propriedades químicas do liner podem ativar o potencial de lixiviado.

Maritsa *et al*. (2016) utilizou resíduos de mineração tipo Spilitic (material mais arenoso) e bentonita, em diversos teores. Os resultados mostraram que, a mistura com adição de 3% de bentonita atendeu o requisito para impermeabilização inferior da norma de aterros sanitário.
Para Daniel & Benson (1990), uma base de impermeabilização adequada deve haver uma união de testes laboratoriais de compactação usando normas e métodos apropriados. Aliado a isso, a compactação de campo deve ser o mais próximo possível daquela executada no laboratório, para assim ter um resultado satisfatório de compactação. Ainda os mesmos autores citam a dificuldade de encontrar um controle de compactação no campo, no que diz respeito ao número de passadas do rolo, pois muitas vezes precisam ser realizados várias vezes.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Assim, para garantir o controle tecnológico na execução das impermeabilizações é importante entender pelo menos dois conceitos de mecânica dos solos: estabilização do solo e o empacotamento. Segundo Proctor (1933) e Vargas (1978), a estabilização de solos é definida por um processo que se executa no solo para obter uma resistência superior a cargas e desgastes por meio de processos de compactação, correção de granulometria, adições de cimento ou cal, de forma que ocorra cimentação ou aglutinação das partículas. A estabilização de solos é classificada em: estabilização física, química e mecânica, utilizada para melhorar ou alterar as propriedades do solo natural.

Para Villibor (1982), a estabilização pode ser entendida como a alteração de qualquer tipo da propriedade do solo, desde que o mesmo apresente uma melhora no comportamento do ponto de vista da engenharia. Neste contexto, há um tratamento artificial que se refere a uma adição ou energia a ser aplicada no solo. O mesmo autor cita melhoras nas propriedades geotécnicas do solo, como aumento de resistência ao carregamento, redução de compressibilidade, redução de sensibilidade à ação de variações externas principalmente umidade, aumento ou diminuição da permeabilidade, garantir a permanência de cargas durante um longo tempo.

A estabilização granulométrica tem como característica mudar ou alterar as propriedades do solo, no que diz respeito a textura. A técnica de estabilização de solo é usada na correção de granulometria. A correção granulométrica, é realizada para alterar e melhorar as diferentes partículas do solo, cada fração passante é importante para o que se pretende aprimorar. De acordo com Vargas (1978), a estabilização granulométrica é muito utilizada para a pavimentação, onde sua curva granulométrica e sua plasticidade devem ficar corrigidas, adicionando ou retirando certas frações de constituintes, com a finalidade da curva se enquadrar dentro dos limites indicados, para que se tenha a forma da curva de Talbot, e a plasticidade seja reduzida aos limites especificados.

A estabilização mecânica, conforme Nogueira (2005), é obtida pela compactação e redução do volume de vazios. Com isso, a camada possui maior densidade, aumentando a resistência ao cisalhamento, reduzindo da permeabilidade e compressibilidade. Em laboratório, o ensaio de compactação tem a finalidade de determinar a função da variação da massa específica seca com o teor de umidade, considerando uma energia escolhida por um processo dinâmico.

Por fim, o empacotamento de partículas foi estudado primeiramente por Féret em (1892), Fuller em 1907, Andreassen & Andersen (1930) e Furnas (1931). Esse termo pode ser interpretado como a capacidade de partículas com diferentes tamanhos e grãos se acomodarem em um determinado volume conhecido. Segundo Ortega *et al*. (1997), o empacotamento denso de partículas entende-se na formação de estruturas de partículas com grandes espaços que são ocupados por partículas com espaços menores. Com isso, o empacotamento possui alguns fatores que alteram nas suas propriedades, entre eles: o formato, tamanho e rugosidade superficial da partícula.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Considerando estes temas, o artigo objetiva estudar a substituição de um solo argiloso (comumente utilizado) por um composto de solo local e agregado produzido da reciclagem do RCD, para utilização como sistema de impermeabilização inferior em aterros sanitários.

Metodologia

A pesquisa busca o desenvolvimento de uma camada de impermeabilização alternativa a argila, capaz de garantir a estanqueidade do aterro sanitário. Para tal, utilizou-se os conceitos de empacotamento de partículas para associar as propriedades de um solo arenoso oriundo do aterro sanitário de São Leopoldo e Resíduos de construção e demolição. O trabalho foi executado em escala de bancada, considerando as etapas de caracterização física dos materiais, ensaios de compactação e permeabilidade dos *liners*.

Origem e beneficiamento dos materiais

Os solos que compõe os *liners* estudados são originados da área de um aterro sanitário privado localizado no município de São Leopoldo/RS, Brasil. A área de disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) está em operação desde de novembro de 2011 e recebe cerca de 1.000 toneladas de RSU por dia. O local compreende uma área total de 1.350.000 m². Destes, 600.000 m² são utilizados para a atividade de disposição de resíduos.

Foram utilizados dois tipos de solos encontrados na área estudo, sendo o primeiro, disponível em pouco volume na área., referente aum solo argiloso denominado LMP (*Liner* Mineral Padrão), utilizado na impermeabilização de uma parte do aterro sanitário. Devido suas propriedades físicas, hidráulicas e mecânicas, o solo foi considerado o material de referência. Já o segundo, denominado solo local (SL), disponível em elevado volume, possui características de areia, não possuindo capacidade hidráulica e mecânica que permitiria a utilização como impermeabilização inferior ou superior.

Os agregados reciclados foram produzidos a partir de resíduos da construção e demolição (RCD), coletados no laboratório de construção civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). São originados de paredes de alvenarias de aproximadamente 1 m² (corpos de prova utilizados para estudos na graduação em Engenharia Civil e Arquitetura). Estas paredes foram desmontadas e separadas de acordo com sua fabricação, em bloco cerâmico RCD-CV (oriundo de cerâmica vermelha) e RCD-C (oriundo de concreto).

Os RCD foram beneficiados utilizando um moinho de mandíbulas e moinho de facas, para redução da granulometria até material passante na peneira 4.8mm. Finalmente, utilizou-se um moinho de rolo, com objetivo de conseguir uma granulometria das partículas similares a uma areia fina (Figura 1).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022



Figura 1. Processo de beneficiamento do RCD

Caracterização física dos materiais

A Tabela 1 apresenta os parâmetros físicos analisados e as respectivas determinações e metodologias analíticas utilizados para caracterização dos materiais

Tabela 1. Caracterização Física dos Materiais.

Parâmetros Físicos	Determinação / Método
Teor de umidade in situ (ω)	NBR 6457 (ABNT, 2016a).
Peso específico natural (γn)	-
Peso específico seco (γd)	-
Peso específico real dos grãos (γs)	MOURA E FIGUEIREDO, 2002
Limite de plasticidade (LP)	NBR 7180 (ABNT, 1984b)
Limite de liquidez (LL)	NBR 6459 (ABNT, 1984a)
Índice de plasticidade (IP)	NBR 7180 (ABNT, 1984b
Análise granulométrica	NBR 7181 (ABNT, 2016)

O empacotamento de partículas

O estudo do empacotamento das partículas foi realizado com a utilização do software *EMMA Mix Analyzer*. Esse software é usualmente empregado para empacotamento de concreto de alta resistência. A fim de obter o menor índice de vazios possível, e assim ter uma resistência a compressão alta para o concreto, o software trabalha como princípio para sua análise com o método de Andreasen modificado e Andreasen. Para esta pesquisa, optou-se pelo método de Andreasen Modificado, possibilitando a utilização das partículas mais próximas de sua forma real.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

A partir das frações e granulometrias encontradas na etapa de caracterização das amostras, inseriu-se os resultados no programa e definiu-se as curvas granulométricas ideais (teóricas), de acordo com as frações fornecidas ao programa. Além de, avaliar o Solo Mineral Padrão (LMP) e o Solo Local (SL), testou-se os melhores ajustes de empacotamento para as combinações entre SL, RCD-CV e RCD-C. Os resultados e curvas de empacotamento serão mostrados no capítulo de resultados.

Procedimento de compactação

O ensaio de compactação foi realizado de acordo com NBR 7182 (ABNT, 2016). Foram ensaiados o solo local (SL), o *liner* mineral padrão (LMP), e os *liners* alternativos definidos na etapa metodológica anterior (combinações entre SL, RCD-CV e RCD-C).

O estudo englobou ensaios de compactação adotando a energia normal, intermediária e modificada. Estes ensaios são justificados devido a exigência de um teor baixo de permeabilidade para aterros sanitários ($k = 10^{-7}$cm/s), de acordo com a Diretriz Técnica nº 04/2017 da FEPAM - Órgão Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (FEPAM, 2017).

Os corpos de prova foram moldados com o reuso de solo, para encontrar a umidade ótima e o peso específico aparente seco máximo. Para as diferentes energias, foi utilizado o mesmo cilindro de Proctor, variando apenas o número de golpes. Para energia normal foram 3 camadas de 26 golpes com o soquete de 2.5 kg; para a energia intermediária foi moldado com 3 camadas de 21 golpes com o soquete de 4.5 kg; para a energia modificada foram 5 camadas de 27 golpes com soquete de 4.5 kg. Após a compactação de cada ponto, foi retirada uma cápsula para coletar o teor de umidade do corpo de prova, para obter a curva de compactação.

Determinação do coeficiente de permeabilidade

Para determinar o coeficiente de permeabilidade dos solos, foi utilizado a NBR 14545 (ABNT, 2000), Método de Ensaio B. Foram moldados corpos de prova, utilizando diferentes energias de compactação, para as combinações LMP, SL, RCD-CV e RCD-C; totalizando 15 corpos de prova. Fez-se a medição da diferença de altura de água inicial h_0 e final h_f a cada 10 minutos (600s), até o valor se manter constante (não variar entre +/- 0.4 cm). Posteriormente, executou-se de 5 a 6 medições por corpo de prova. Para compactar os corpos de prova, foram reduzidas as medidas iniciais do cilindro Proctor (12 cm), para o cilindro Marshall (8 cm), e utilizado o mesmo soquete de ensaio Marshall.Com isso, foi transformado a energia do ensaio de compactação para energia do ensaio Marshall. Esta adaptação do método (redução do tamanho do corpo de prova), é justificada pela diminuição do tempo para a percolação da água no corpo de prova para saturação.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Análise Estatística

Os resultados obtidos foram analisados estatisticamente utilizando o software SPSS versão 22 para Windows. As análises de variância seguiram os testes ANOVA e Tuckey. Todas as hipótesese foram testadas considerando 5% de nível de probabilidade ($p < 0.05$).

Resultados

Ensaio de caracterização

A Tabela 2 apresenta as características físicas do Solo Local (SL) e *Liner* Mineral Padrão (LMP).

Tabela 2. Caracterização física do SL e LMP

Parâmetros Físicos	Unidade	SL	LMP
Umidade	%	15.74	18.75
Peso Específico Natural (γ_n)	kN/m³	17.13	16.10
Peso Específico Aparente Seco (γ_d)	kN/m³	14.80	13.56
Peso Específico Real dos Grãos (γ_s)	kN/m³	26.36	26.20
Índices de Vazios (e)	-	0.78	0.93
Porosidade (η)	%	43.85	48.26
Grau de Saturação (S)	%	48.35	48.73
Peso Específico Saturado (γ_{sat})	kN/m³	17.13	16.10
Limite de plasticidade (LP)	%	20.00	28.00
Limite de liquidez (LL)	%	28.00	43.00
Índice de plasticidade (IP)	%	8.00	15.00

Legenda: Solo Local (SL); Liner Mineral Padrão (LMP).

A partir da obtenção do índice de plasticidade, o Solo Local pode ser considerado medianamente plástico e o *Liner* Mineral Padrão altamente plástico. Corroborando com estes resultados, a partir dos resultados apresentados na Figura 2 e Tabela 3, conforme esperado devido a origem da rocha da área, percebe-se que a granulometria do Solo Local apresentou menos de 10% de argila, com elevada porcetagem de silte e areia fina. Estas características, limitam a utilização deste tipo de solo como barreiras impermeáveis de aterros sanitários. Por outro lado, o *liner* mineral padrão (solo comumente utilizado para impermealização inferior), apresentou aproximadamente 30% de argila, o que contribuiu para o índice de plasticidade obtido.

Conforme as pesquisas de Gomes; Martins (2003) e Costa (2006), estas características físicas do LMP são consideradas aptas para serem utilizadas como impermeabilização inferior de aterros sanitários. Gomes; Martins (2003) e Costa (2006), citam em suas pesquisas, solos argilosos para confecção de camada impermeável em aterros sanitários. Entre as características os solos apresentavam quantidade de finos entre 15% a 30% e índice de plasticidade entre 3% e 10%. Daniel (1993) relata que a

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

porcentagem de finos deve ser entre 20% e 30% e um índice de plasticidade entre 7% e 10%. Ainda conforme os autores, estas propriedades físicas contribuem para uma menor permeabilidade da camada, atestando a capacidade do solo para ser utilizado como sistema de impermeabilização inferior.

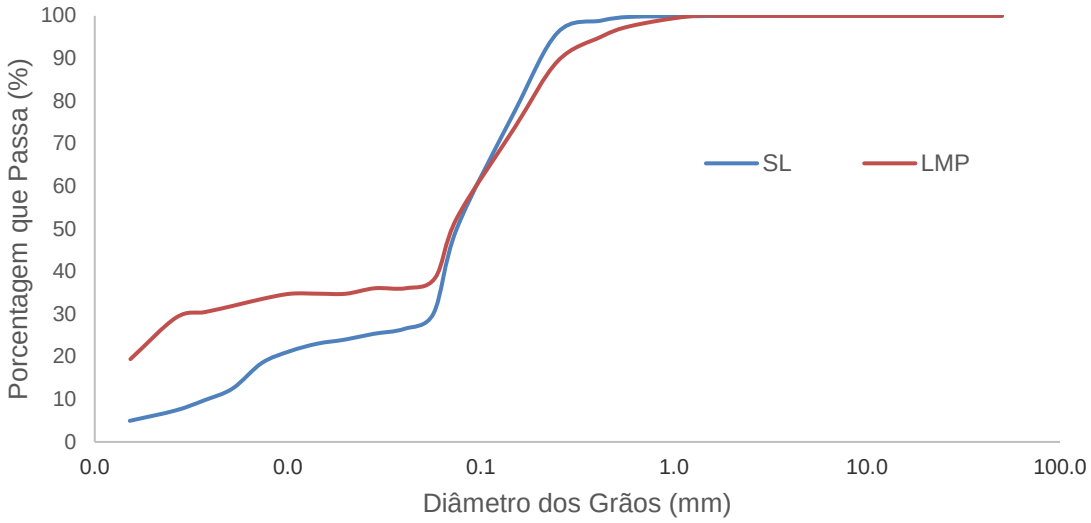


Figura 2. Curva granulométrica do SL e LMP
Legenda: Solo Local (SL); Liner Mineral Padrão (LMP).

Tabela 3. Composição granulométrica do SL e LMP.

Composição Granulométrica	SL	LMP
Pedregulho (%)	0.00	0.00
Areia Grossa (%)	0.23	2.37
Areia Média (%)	22.10	23.78
Areia Fina (%)	47.59	35.37
Silte (%)	22.69	9.29
Argila (%)	7.40	29.20

Legenda: Solo Local (SL); Liner Mineral Padrão (LMP).

De acordo com as composições granulométricas de cada solo apresentado, utilizou-se o método HRB (*highway research board*), dessa forma o solo SL pode ser classificado como A-5 (3) corresponde ao solo siltoso de alta compressibilidade. Entretanto, o LMP foi classificado como A-7-6 (5), ou seja, argila de alta compressibilidade e alta plasticidade.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Embora o LMP apresente características compatíveis para uso como barreiras impermeáveis de aterros sanitários, em função da quantidade disponível deste solo na área em estudo, somado a necessidade de ampliação da estrutura disposição final de RSU e, consequentemente, necessidade de importação de solo argiloso para construção das camadas de impermeabilização; fez-se uma proposta de mistura do SL e RCD. Com isso, buscou-se, através do empacotamento das partículas, promover um grau de permeabilidade compatível as características do LMP. Para tal, fez-se uma avaliação das propriedades físicas dos RCD, os quais estão apresentados nas Tabelas 4 e 5 e na Figura 3.

Tabela 4. Caracterização física dos resíduos de construção e demolição (RCD).

Parâmetros Físicos		RDC-C	RCD-CV
Umidade	%	1.45	1.13
Peso Específico (γ_n)	kN/m³	13.30	11.60
Peso Específico Aparente Seco (γ_d)	kN/m³	13.11	11.47
Peso Específico Real dos Grãos (γ_s)	kN/m³	26.65	26.51
Índices de Vazios (e)	-	0.98	1.27
Porosidade (η)	%	49.49	55.95

Legenda: RCD-CV (oriundo de cerâmica vermelha) e RCD-C (oriundo de concreto).

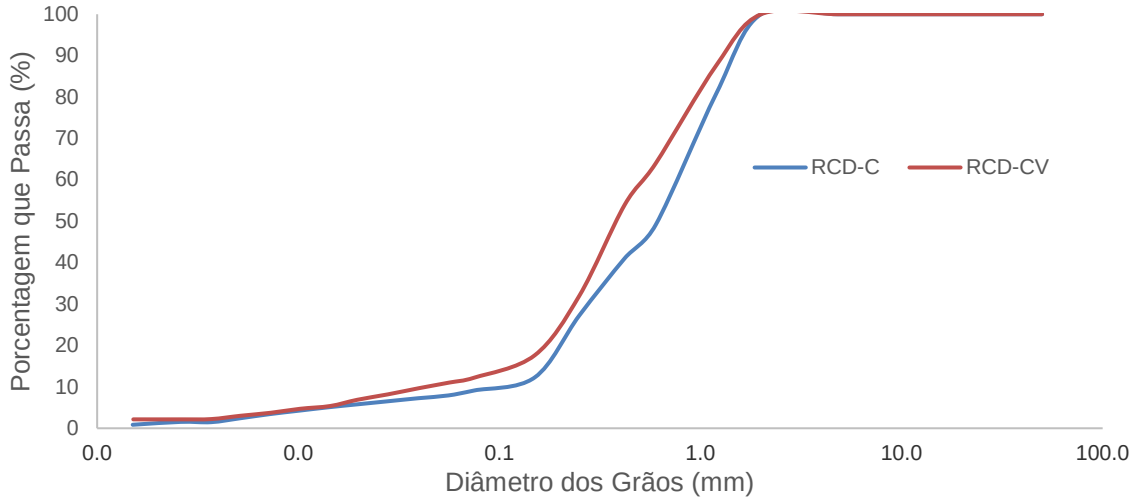


Figura 3. Curva granulométrica dos resíduos.
Legenda: RCD-CV (oriundo de cerâmica vermelha) e RCD-C (oriundo de concreto).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Tabela 5. Composição granulométrica dos resíduos de construção e demolição (RCD).

Composição Granulométrica	RCD-C	RCD-CV
Pedregulho (%)	0.00	0.00
Areia Grossa (%)	50.81	35.97
Areia Média (%)	36.90	46.40
Areia Fina (%)	4.35	6.58
Silte (%)	6.39	8.90
Argila (%)	1.54	2.15

Legenda: RCD-CV (oriundo de cerâmica vermelha) e RCD-C (oriundo de concreto).

Estes resultados de caracterização são similares aos estudos apresentados por Leite (2007), Jiménez et al. (2011), Arisha et al. (2018), Cabalar; Zardikawi; Abdulnafaa (2019), Jie Li (2019). Com isso, percebe-se certa padronização nas composições granulométricas dos RCD.

As características físicas apresentadas nas Tabelas 4 e 5 e a Figura 3, mostram similaridade entras as curvas granulométricas do RCD-C e RDC-CV. Fazendo uma analogia a classificação de solo pelo método HRB (*highway research board*), classifica-se o RCD-CV como areia fina A-3 (0), e o RCD-C como solos granulares sem finos A-1-b (0).

Determinação das camadas considerando o empacotamento de partículas

Os dados de entrada do software *EMMA Mix Analyzer* levaram em consideração as caracterizações físicas do SL, RCD-C e RCD-CV. Foram utilizadas na análise os resultados dos seguintes parâmetros: análise granulométrica, porosidade e peso específico real dos grãos.

Adotou-se, ainda, um fator “q” igual a 0.37. Esse “q” refere-se a um coeficiente de distribuição de partículas variável para cada material, conforme relatado por Dinger e Funk (1995).A partir disso, foram geradas as curvas de ajustes para cada mistura. As melhores combinações foram obtidas para as seguintes composições: 60% SL + 40% RCD-CV; 60% SL+ 40% RCD-C; 60% SL + 20% RCD-CV + 20% RCD-C.

As Figuras 4-6 mostram as curvas geradas. A curva em vermelho, representa o padrão proposto pelo software conforme teoria de Andreassen Modificado. Em azul, a curva gerada a partir dos dados de granulometria, porosidade e peso específico real dos grãos dos materiais estudados nesta pesquisa.

O ideal seria um perfeito ajuste entre estas curvas azul e vermelha, o que não ocorre para nenhum material testado. Contudo, para todos os materiais, a fração mais fina está adequadamente ajustada a curva padrão. E, com isso, para o objetivo desta pesquisa, este comportamento foi considerado satisfatório.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

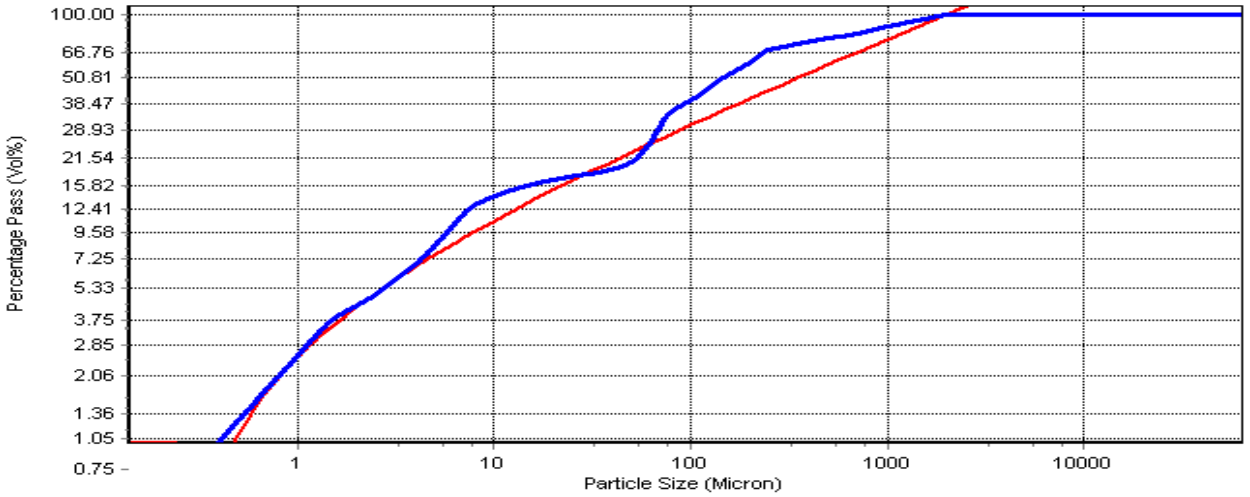


Figura 4. Distribuição da curva com 60% SL e 40% RCD-C.

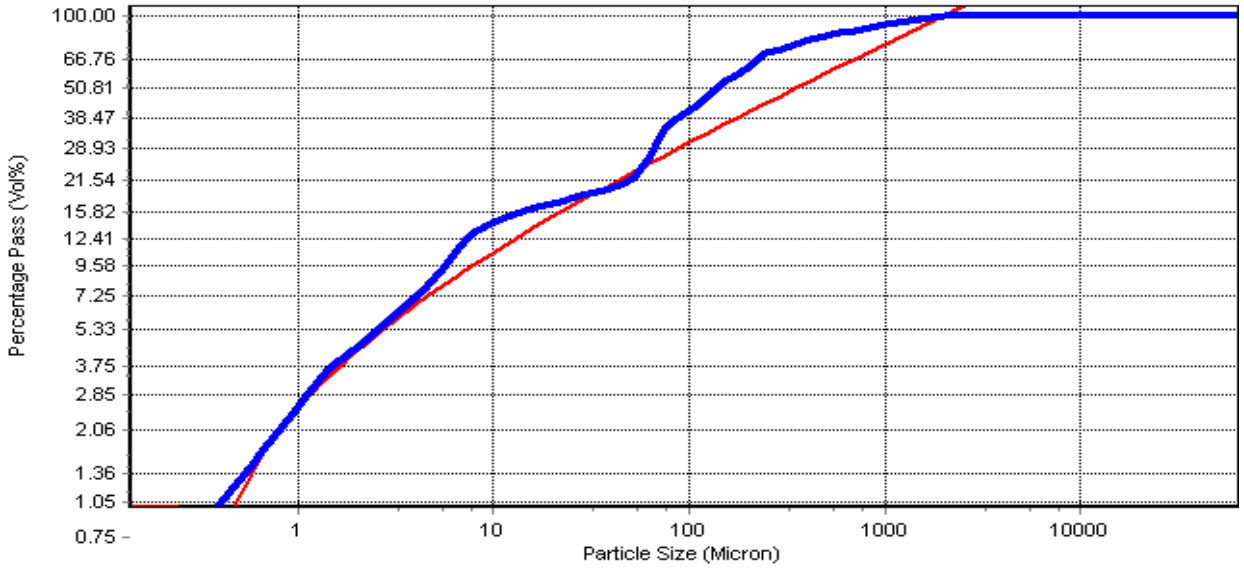


Figura 5. Distribuição da curva com 60% SL e 40 RCD-CV.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

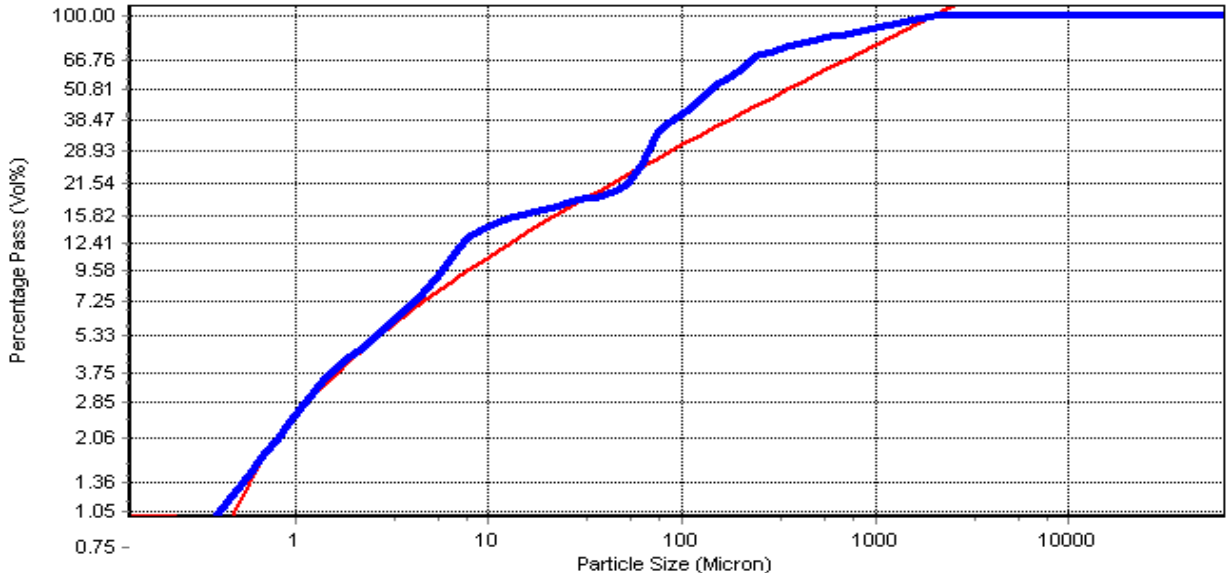


Figura 6. Distribuição da curva com 60% SL, 20% RCD-C e 20% RCD-CV.

Ensaio de compactação

A Figura 7 apresenta os resultados do ensaio de compactação para o *Liner* Mineral Padrão (LMP). Para determinar os pontos de umidade ótima e peso específico aparente seco máximo, foram obtidos os valores máximos de cada curva gerados pelo Software Microsoft Excel.

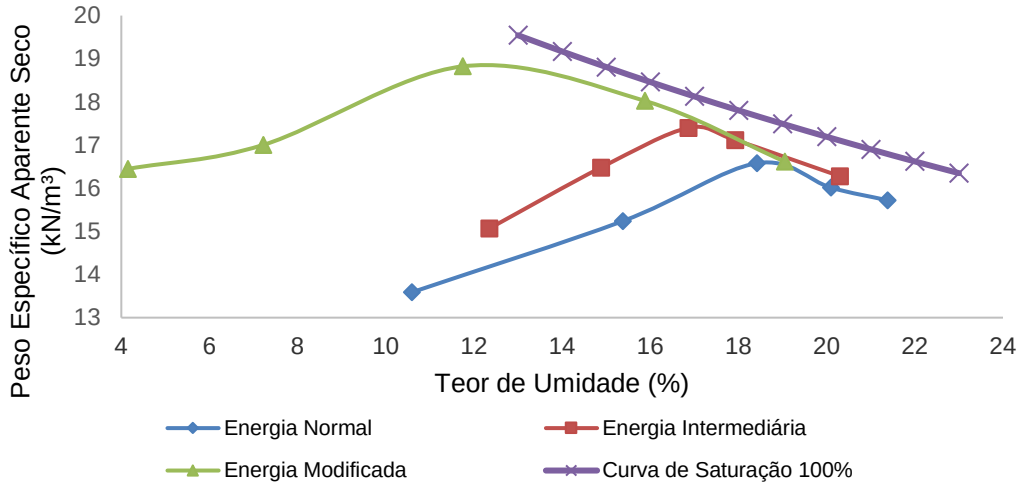


Figura 7. Ensaio compactação para a camada LMP.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

O valor obtido para a umidade ótima com o emprego de energia normal foi de 18%, o peso específico aparente seco máximo de 16.60 kN/m³. Para a energia intermediária foi de 17% e 17.50 kN/m³, e para energia modificada foi de 12% e 18.80 kN/m³. A Figura 8 apresenta o resultado dos ensaios de compactação do Solo Local (SL).

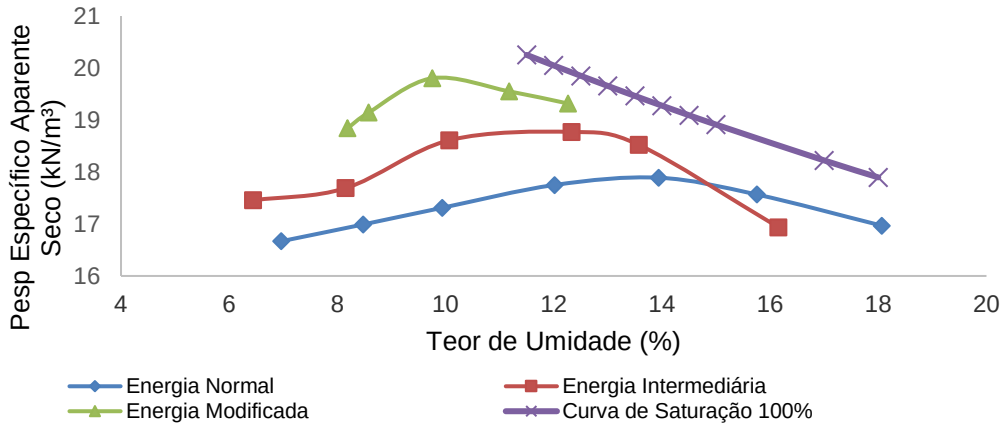


Figura 8. Ensaio compactação para a Camada SL.

O valor obtido para a umidade ótima ao ser empegado a energia normal foi de 14%, o peso específico aparente seco máximo de 17.90 kN/m³. Para a energia intermediária foi de 12% e 18.80 kN/m³, e para energia modificada foi de 10% e 19.70 kN/m³. A Figura 9 apresenta as curvas de compactação para 60% SL+40% RCD-C. Para a energia intermediária foi de 12% e 18.80 kN/m³.

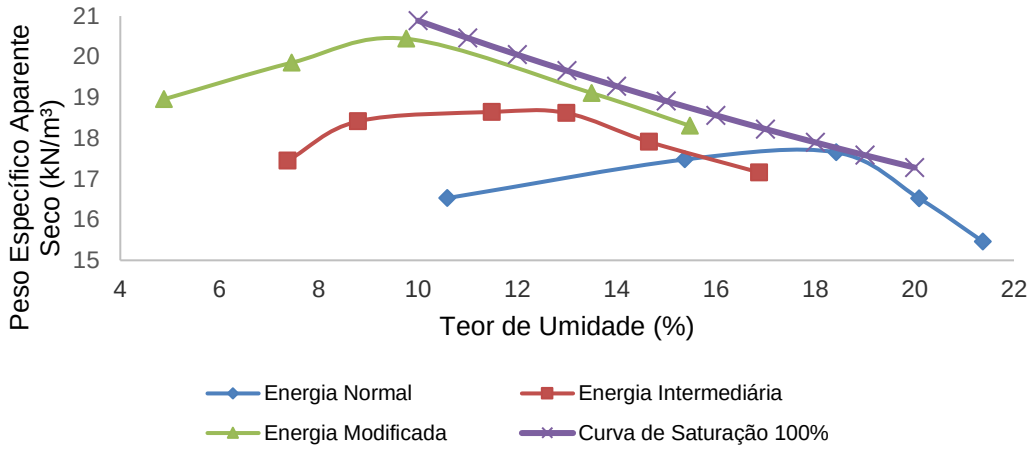


Figura 9. Ensaio compactação para a camada com 60% SL+40% RCD-C.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

O valor obtido para a umidade ótima com o emprego de energia normal foi de 18.50%, o peso específico aparente seco máximo de 17.70 kN/m³. Para a energia intermediária foi de 13% e 18.60 kN/m³, e para energia modificada foi de 9.50% e 20.50 kN/m³. A Figura 10 demonstra as curvas de compactação para 60% SL+40% RCD-CV.

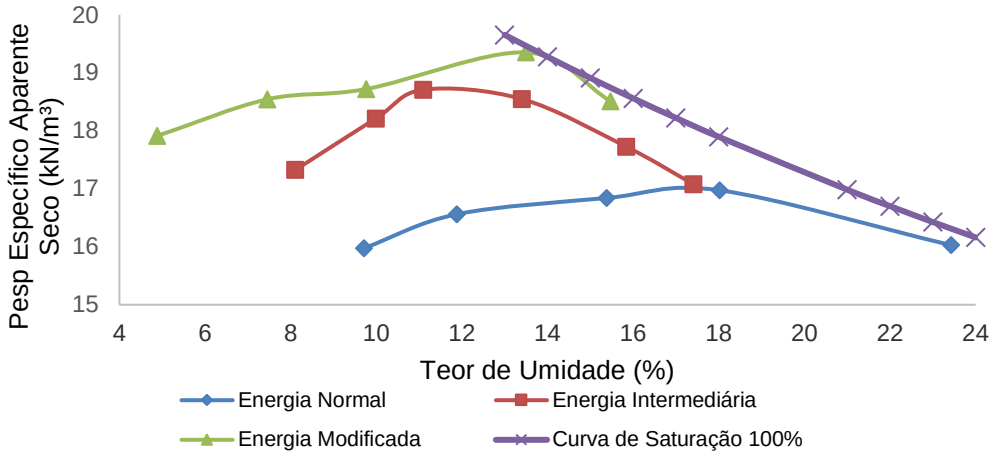


Figura 10. Ensaio compactação para a camada com 60% SL+40% RCD-CV.

O valor para a umidade ótima para a energia normal foi de 17.50%, o peso específico aparente seco máximo de 17.00 kN/m³. Para a energia intermediária foi de 11.50% e 18.70 kN/m³, e para a energia modificada foi de 12.50% e 19.00 kN/m³. A Figura 11 apresenta as curvas para 60% SL+20% RCD-C+20% RCD-CV.

O valor para a umidade ótima da energia normal foi de 13%, o peso específico aparente seco máximo de 17.70 kN/m³. Para a energia intermediária foi de 12.50% e 18.80 kN/m³, e para a energia modificada foi de 10% e 19.60 kN/m³.

Em todos os gráficos apresentados percebe-se uma redução do teor de umidade, à medida que aumenta da energia de compactação. Uma das primeiras pesquisas que relatou este fenômeno foi Mitchell; Hooper; Campanella (1966). Os autores apresentaram em sua pesquisa a redução do teor de umidade e aumento da energia de compactação para o estudo de siltes. Este efeito acontece porque a medida que aumenta a energia aplicada, ocorre a diminuição do volume de vazios entre as partículas, aumentando o arranjo dos grãos e diminuindo a lubrificação (água) entre as camadas de solo na moldagem do corpo de prova.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

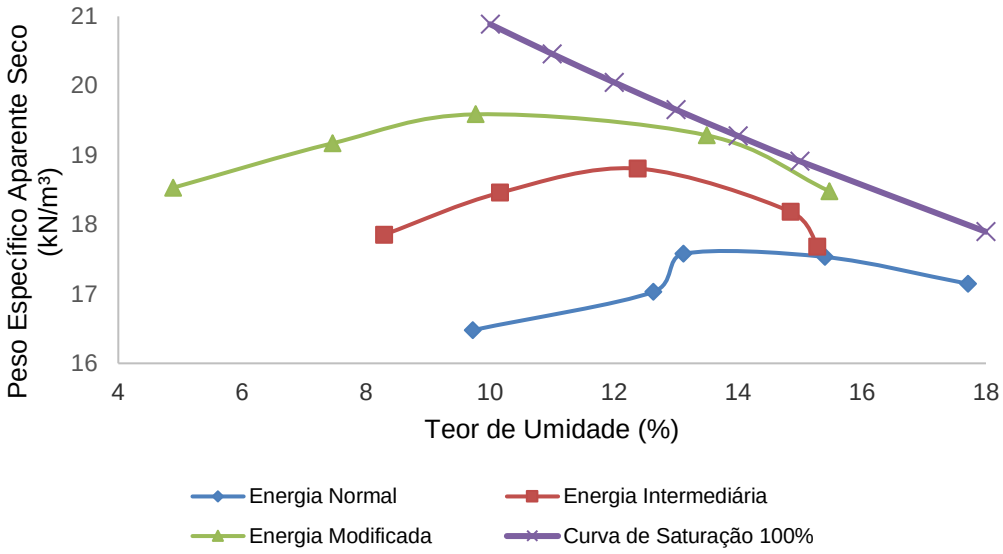


Figura 11. Ensaio compactação para a camada com 60% SL+20% RCD-CV 20% RCD-C.

Daniel & Benson (1990), analisaram a energia de compactação em três diferentes tipos de solos que comprovam a teoria de Mitchell; Hooper; Campanella (1966). Além disso, os autores ainda determinaram que a zona ótima aceitável de compactação está entre os pontos de viragem da curva de compactação (ramo úmido e ramo seco). Em teoria, isso ocorre pois quanto maior a energia de compactação, mais rapidamente os vazios de ar são preenchidos, e com isso, há necessidade de menos água. Por outro lado, uma menor energia, necessita de mais água para o mesmo efeito.

Relacionado a área de *liners* para aterros de resíduos sólidos, Gomes e Martins (2003), sugerem a compactação a cada 20 cm, totalizando 60 cm de *liner*. O objetivo é atingir um coeficiente de permeabilidade compatível com a legislação ou norma técnica. Conforme Day & Daniel (1985), quando isto não é possível com o solo local, importa-se argila. A compactação em campo, conforme os autores, é obtida utilizando rolo, sendo que o número de passadas está relacionado a garantia da impermeabilização da camada. Um resumo dos resultados obtidos nas Figuras 7 - 11 é apresentado na Tabela 6.

O teste ANOVA e Tuckey por tipo de *liner*, desconsiderando a energia de compactação e considerando o intervalo de confiança de 95% ($p > 0.05$), mostra que não há diferenças significativas para nenhum parâmetro físico analisado (peso específico aparente $p = 0.615$; umidade ótima $p = 0.582$; índice de vazios $p = 0.666$; porosidade $p = 0.696$). Isto significa dizer que, as propriedades físicas dos *liners* estudados são similares entre si. Este resultado, demonstra o potencial de utilização do *liner* alternativo estudado por este artigo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Tabela 6. Resultado dos ensaios de compactação para os *liners* estudados.

Nomenclatura/Energia aplicada	Peso Específico Aparente seco Máximo (kN/m³)	Umidade Ótima (%)	Índice de Vazios (e)	Porosidade (%)
SL - Energia Normal	17.90	14.00	0.47	32.20
SL - Energia Intermediária	18.80	12.00	0.40	28.79
SL - Energia Modificada	19.70	10.00	0.34	25.38
LMP - Energia Normal	16.60	18.00	0.58	36.64
LMP - Energia Intermediária	17.50	17.00	0.50	33.21
LMP - Energia Modificada	18.80	12.00	0.39	28.24
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Normal	17.70	18.50	0.49	32.95
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Intermediária	18.60	12.00	0.42	29.55
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Modificada	20.50	9.50	0.29	22.35
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Normal	17.00	17.50	0.55	35.61
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Intermediária	18.70	11.50	0.41	29.17
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Modificada	19.00	12.50	0.39	28.03
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Normal	17.70	13.00	0.49	32.95
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Intermediária	18.80	12.50	0.40	28.79
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Modificada	19.60	10.00	0.35	25.76

Contudo, outro teste ANOVA e Tuckey ($p > 0.05$), desconsiderando o tipo de *liner* e considerando os diferentes tipos de energias de compactação, mostrou diferenças significativas para todos os parâmetros físicos analisados (peso específico aparente $p = 0.000$; umidade ótima $p = 0.005$; índice de vazios $p = 0.000$; porosidade $p = 0.000$). Ou seja, conforme esperado, a energia de compactação melhora as características físicas dos *liners*.

Assim, a partir desses resultados, destaca-se o o *liner* SL 60% e 40% RCD-C, na energia modificada. Esse ensaio apresentou elevado peso específico, baixa umidade ótima e menor índice de vazios.

Ensaio de permeabilidade

Os resultados encontrados no ensaio de permeabilidade estão apresentados na Tabela 7.

No Brasil, o Órgão Ambiental do Estado do Rio Grande do Sul FEPAM (2017) exige um coeficiente de permeabilidade na ordem de 10^{-7}cm/s, para construção de sistemas de impermeabilização inferior em aterros sanitários. Gomes, Martins (2003) também relatam em sua pesquisa este índice como o ideal para *liners* minerais aplicados a estas estruturas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Tabela 7. Resultados dos testes para determinação do coeficiente de permeabilidade.

Nomenclatura/Energia aplicada	Coeficiente de Permeabilidade k_{20} (cm/s)
SL - Energia Normal	2.86×10^{-6}
SL - Energia Intermediária	2.96×10^{-6}
SL - Energia Modificada	1.90×10^{-7}
LMP - Energia Normal	9.79×10^{-7}
LMP - Energia Intermediária	9.77×10^{-7}
LMP - Energia Modificada	9.37×10^{-7}
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Normal	1.36×10^{-6}
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Intermediária	1.59×10^{-6}
SL 60% e 40% RCD-C - Energia Modificada	5.51×10^{-7}
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Normal	1.05×10^{-6}
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Intermediária	1.46×10^{-6}
SL 60% e 40% RCD-CV - Energia Modificada	9.96×10^{-7}
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Normal	6.35×10^{-6}
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Intermediária	8.30×10^{-6}
SL 60% e 20% RCD-CV e 20%RCD-C - Energia Modificada	9.37×10^{-7}

Neste sentido, avaliando o enquadramento destes critérios aos resultados obtidos e apresentados na Tabela 7, percebe-se que o *liner* LMP atende a estas especificações para todas as energias de compactação testadas, devido ao elevado teor de argila e silte. O restante dos *liners* conseguem um coeficiente de permeabilidade nesta ordem, porém, com energia de compactação modificada.

Conforme Mitchell; Hooper; Campanella (1966) esse efeito é possível com o aumento da energia de compactação e, consequentemente, redução do volume de vazios de solo. Como resultado, ocorre uma redução da permeabilidade, já que esta varia diretamente com a área de seção dos poros.

Entretanto, índices de permeabilidade maiores já eram hipóteses da pesquisa, utilizando o RCD nas composições dos *liners*. Rosa e Santos (2016) executaram ensaios para determinação da permeabilidade do Resíduo de Construção e Demolição Reciclado, utilizando permeâmetro de carga constante. Os resultados mostraram que o aumento do grau de compactação e a redução do índice de vazios, promoveram uma redução do coeficiente de permeabilidade, chegando ao máximo de 1.835×10^{-4}cm/s.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Percebe-se, no entanto, que a mistura com solo local (SL) e o estudo de empacotamento executado, melhorou as condições de impermeabilidade dos *liners* alternativos. Mesmo não atendendo aos critérios técnicos para as compactações normais e intermediárias, os índices de permeabilidade obtidos foram de 10^{-6} cm/s.

Por fim, cabe ainda o relato de que, além da qualidade e tipo de material utilizado, o atendimento a este requisito depende de um adequado controle de qualidade na execução do sistema de impermeabilização. Como exemplo, cita-se a pesquisa de Benson *et al*. (1999). Os autores avaliaram 85 argilas compactadas em escala real nos Estados Unidos para uso em *liners*. Destas, apenas 74% atenderam o coeficiente de permeabilidade 10^{-7} cm/s, sugerido pela norma. A pesquisa apontou falhas no sistema de revestimento relacionado a execução e controle da umidade de compactação.

Conclusões

Ao aplicar o sistema de impermeabilização de um aterro sanitário, a substituição do *liner* com argila buscando a minimização dos impactos ambientais e a redução de custos operacionais de um aterro sanitário, é um tema destaque na área de geotecnia ambiental. O desafio é desenvolver um *liner* alternativo que garanta estes princípios mantendo as características técnicas necessárias para manutenção da impermeabilização do sistema.

Nesta pesquisa, o atendimento dos *liners* alternativos aos critérios técnicos mínimos exigidos para sistemas de impermeabilizações inferiores em aterros sanitários, principalmente no que se refere ao coeficiente de permeabilidade $k_{20}=10^{-7}$ cm/s, somente foi obtido utilizando compactação com energia modificada.

Sabe-se, no entanto, que a transposição de um experimento escala de laboratório para escala real, nem sempre é possível de reprodução. Neste caso, a energia modificada é difícil de ser executada em campo. Em teoria, esse grau de energia, pode ser obtida com o aumento do número de passadas do rolo compactador e com a redução da espessura das camadas de compactação. Contudo, envolveria um maior custo operacional.

Por outro lado, a exigência de permeabilidade para um sistema de impermeabilização superior / cobertura final é menor. Assim sendo, considerando os resultados obtidos de coeficiente de permeabilidade dos *liners* desenvolvidos nessa pesquisa, é possível a aplicação destas misturas considerando uma compactação com energia normal, sendo mais facilmente empregado em campo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

A partir disso, pode-se concluir que a combinação de solo local, oriundo de uma área de disposição final de resíduos sólidos urbanos, e RCD, mostrou-se com potencial para utilização como sistema de impermeabilização superior e inferior em aterros sanitários. Utilizando o conceito de empacotamento de partículas, pode-se determinar três misturas que podem ser utilizadas, sendo: SL 60% + 40% RCD-C; SL 60% + 40% RCD-CV; SL 60% + 20% RCD-CV + 20% RCD-C.

Finalmente, cabe uma reflexão quanto a ampliação das pesquisas de *liners* alternativos com RCD envolvendo a incorporação de outros materiais que permitam um maior espectro de granulometrias, além da evolução de testes utilizando outras energias de compactação. Da mesma forma, buscando uma aproximação entre os resultados de laboratório e de campo, o desenvolvimento de metodologias e procedimentos para instalação destes *liners*, em campo, em escala piloto e/ou real. Como resultado desta combinação de pesquisas, pode-se ter uma resposta mais aplicável da possibilidade de utilização deste tipo de camada de impermeabilização em aterros sanitários.

Referências bibliográficas

Abrecon, Associação Brasileira para reciclagem de resíduos da Construção Civil e Demolição, (2015), *Relatório Pesquisa Setorial 2014/2015*, Abrecon, São Paulo, SP, 30p. Acesso em: 14 de janeiro de 2021, disponível em: http://www.abrecon.org.br

Abrelpe, Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2020) Acesso em: 14 de janeiro de 2021, disponível em: https://abrelpe.org.br/panorama

Andreasen, AH MN., Andersen, J. (1930) Relation between grain size and interstitial space in products of unconsolidated granules. *Kolloid-Zeitschrift,* **50**(3), 217-228.

Arisha A.M., Gabr, A.R., El-Badawy., S.M, Shwally., S.A. (2018) Performance Evaluation of Construction and Demolition Waste Materials for Pavement Construction in Egypt. *Journal of Materials Civil Engineering,* **30**(2), https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0002127

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) *NBR 10004: Resíduos sólidos: classificação*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2000) *NBR 14545: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016a) *NBR 6457: versão corrigida. Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016b) *NBR 6458: versão Corrigida. Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm - Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016c) *NBR 6459: versão Corrigida. Determinação do limite de liquidez.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1995) *NBR 6502: Rochas e Solos*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016d) *NBR 7180: Determinação do limite de plasticidade.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016e) *NBR 7181: Análise granulométrica.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento*. Rio de Janeiro.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Benson, Craig H., Daniel, David E., Boutwell, Gordon P. (1999) Field performance of compacted clay liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering,* **125**(5), 390-403.

Bernardes, A., Thomé, A., Prietto, P. D. M., & de Abreu, Á. G. (2008) Quantificação e classificação dos resíduos da construção e demolição coletados no município de Passo Fundo, RS. *Ambiente construído,* **8**(3), 65–76.

Brasil, Lei no 12.305, de 2 de Agosto de 2010 Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Bertanza, Carlo Collivignarelli Giorgio., Baldi., Marco., Avezzù., Franco. (1998) Ammonia stripping from MSW landfill leachate in buble reactors: process modeling and optimization. *Wast Management & Research.* **16**(5), 455-466.

Burton, Simon A. Q., Watson-Craik, Irene A. (1998) Ammonia e nitrogen fluxes in landfill site: applicability to sustainable landfilling. *Wast Management & Research*, **16**(1), 41-53.

Cabalar, A.F, Zardikawi, O.A.A., Abdulnafaa, M.D. (2019) Utilisation of construction and demolition materials with clay for road pavement subgrade. *Road Materials and Pavement Design,* **20**(3), 702–714 https://doi.org/10.1080/14680629.2017.1407817.

Caetano, M. O., Lambiase, F. B., Gomes, L. P. (2016) Composição dos RCD gerados em etapa de pós obra originadas de correções patológicas em edificações verticais. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales,* **9**(3), 331–348.

Caetano, M. O., Selbach, J. B. O., Gomes, L. P. (2016) Composição gravimétrica dos RCD para a etapa de acabamento em obras residenciais horizontais. *Ambiente Construído,* **16**(2), 51–67.

Calli, Baris, Mertoglu, Bulent, Inanc, Bulent. (2005) Landfill leachate management in Instanbul: applications and alternatives. *Chemosphere,* **59**(6) 819-829.

Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos, Libânio, Paulo Augusto Cunha, Leite, Valderi Duarte, Sousa, José Tavares de (2003), Capítulo 6: Tratamento e recirculação de lixiviados. In: Ferreira, Andréia C., Castilhos Júnior, Armando Borges de, Chernicharo, Carlos Augusto de Lemos, Andreoli, Cleverson Victorio, Paula Júnior, Durval Rodrigues de, Borges, Eduardo Sales Machado, Soares, Hugo Moreira, Sousa, José Tavares de, Moraes, Luciana de Mattos, Pinto, Marcelo Texeira, França, Milene, Pontes, Patrícia Procópio, Libânio, Paulo Augusto Cunha, Belli Filho, Paulo, Pinto, Rafael de Oliveira, Gonçalves, Ricardo Franci, Vazoller, Rosana Filomena, Cassini, Sérvio Túlio, Leite, Valderi Duarte, Lopes, Wilton Silva, (Eds.), *Digestão de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento do Biogás*, ABES, Rio de Janeiro, RJ, 166-196.

Cheung, K. C., Chu, L. M., Wong, M. H. (1997) Ammonia Stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air and Soil Pollution*, **94**, 209-221.

Costa, Carlos Henrique Rinck da. (2006) *Estudo de mistura solo-carvão ativado como barreira reativa no tratamento de lixiviados de resíduos sólidos urbanos*, Programa de Pós-Graduação em Geologia, UNISINOS, 103 pp.

Daniel, David E, Benson, Craig H. (1990) Water content-density criteria for compacted soil liners. *Journal of Geotechnical Engineering,* **116**(12), 1811-1830.

Daniel, David Edwin (Ed.) (1993) *Geotechnical practice for waste disposal*, Springer Science & Business Media, UK, 683 pp.

Day, Steven R., Daniel, David E. (1985) Hydraulic conductivity of two prototype clay liners. *Journal of Geotechnical Engineering,* **111**(8), 957-970.

Ding, T., Xiao, J. (2014) Estimation of building-related construction and demolition waste in Shanghai. *Waste Management,* **34**(11), 2327–2334.

Evangelista, P. P. DE A, Costa, D. B, Zanta, V. M. (2010) Alternativa sustentável para destinação de resíduos de construção classe A: sistemática para reciclagem em canteiros de obras. *Ambiente Construído,* **10** (3), 23-40.

Fepam - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. Diretriz Técnica N°.04/2017. Acesso em: 25 de abril de 2019, disponível em: http://www.fepam.rs.gov.br/CENTRAL/DIRETRIZES/DT-004-2017.PDF

Funk, James E., Dinger, Dennis. (1994) *Predictive process control of crowded particulate suspensions: applied to ceramic manufacturing.* Springer Science & Business Media.

Furnas, C. C. (1931) Grading aggregates-I.-Mathematical relations for beds of broken solids of maximum density. *Industrial & Engineering Chemistry*, **23**(9), 1052-1058.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Gomes, Luciana Paulo, Lange, Lisete Celina, Jucá, José Fernando Thomé, Fernandes, Fernando, Silva, Sandra Márcia Cesário Pereira da (2006) Capítulo 3: Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Castilhos Júnior, Armando Borges de, Fernandes, Fernando, Ferreira, João Alberto, Jucá, José Fernando Thomé, Lange, Lisete Celina, Gomes, Luciana Paulo, Pessin, Neide, Santos Neto, Pedro Murrieta, Zanta, Viviana Maria, (Eds.), *Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários*. ABES, Rio de Janeiro, RJ, 65-108. Acesso em: 07 de março de 2022, disponível em: http://finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos

Gomes, L. P., Martins, F. B. (2003) Capítulo 3: Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para municípios de Pequeno Porte. In: Castilhos Junior, Armando Borges de (Eds.), *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*, ABES, Rio de Janeiro, RJ, 51-105. Acesso em: 07 de março de 2022, disponível em: http://finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos

Gomes, L.P., Caetano, M.O, Miranda, L.A.S. (2014) Ammoniacal nitrogen removal from sanitary landfill leachate by stripping process using a baffled reactor. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales,* **7**(1), 19-32.

Hejazi, F.P.S.M., Alirezazadeh, M.S.A. (2017) A parametric study on hydraulic conductivity and self-healing properties of geotextile clay liners used in landfills. *Journal of Environmental Management,* 29-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.013

Jie Li, M. S. (2019) Long-term permanent deformation behaviour of recycled concrete aggregate with addition of crumb rubber in base and sub-base applications. Soil Dynamics and Earthquake Engineering. 121, 436–441. https://doi.org/10.1016/j.soildyn.2019.03.029.

Jiménez, J. R., Agrela, F., Ayuso, J., & López, M. (2011) A comparative study of recycled aggregates from concrete and mixed debris as material for unbound road sub-base. *Materiales de Construcción,* **61**(302), 289-302.

Karpinsk, L. A. (2009) Gestão diferenciada de resíduos da construção civil: uma abordagem ambiental. Edipucrs, Porto Alegre, 163 pp.

Kern, A. P., Dias, M. F., Kulakowski, M. P., & Gomes, L. P. (2015) Waste generated in high-rise buildings construction: A quantification model based on statistical multiple regression. *Waste Management,* **39**, 35–44.

Leite, Fabiana da Conceição. (2007) *Comportamento mecânico de agregado reciclado de resíduo sólido da construção civil em camadas de base e sub-base de pavimentos*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 185 pp.

Llatas, C. A. (2011) Model for quantifying construction waste in projects according to the European waste list. *Waste Management,* **31**(6), 1261–1276.

Mália, M., Brito, J. DE. (2011) Indicadores de resíduos de construção e demolição para construções residenciais novas. *Ambiente Construído,* **351**(21), 117–130 .

Maritsa, L., Tsakiridis, P. E., Katsiotis, N. S., Tsiavos, H., Velissariou, D., Xenidis, A., & Beazi-Katsioti, M. (2016) Utilization of spilitic mining wastes in the construction of landfill bottom liners. *Journal of environmental chemical engineering,* **4**(2), 1818-1825.

Marttinen, S. K, Kettunen, R.H.; Sormunen, K. M.; Soimasuo, R.M.; Rintala, J. A. (2002) Screening of phisical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. Chemosphere, **46**(6) 851-858.

Mitchell, James Kenneth., Hooper, Don R.; Campanella, Richard G. (1965) Permeability of compacted clay. *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division,* **91**(4)

Moura, Maria José, Figueiredo, Maria Margarida. (2002) Aplicação das Técnicas de Picnometria de Gás e de Porosimetria de Mercúrio à Caracterização da Madeira de E. globulus. *Silva Lusitana,* **10**(2), 207-216.

Nogueira, Joao Baptista (2005) Mecânica dos solos: ensaios de laboratório, EESC -USP, São Carlos, 248 pp.

Ortega, F. D. S., Pileggi, R. G., Sepúlveda, P., & Pandolfelli, V. C. (1997) Influência dos modelos de Alfred e de Andreasen sobre a microestrutura e densidade a verde de compactos cerâmicos obtidos por colagem ou prensagem. *Cerâmica*, **43**, 185-191.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.75468
Vol. 15, No.1, 86-109
6 de abril de 2022

Ortiz, Oscar, Pasqualino, J. C, Castells, F. (2010) Environmental performance of construction waste: comparing three scenarios from a case study in Catalonia, Spain. *Waste management,* **30**(4), 646-654.

Ozturk, Izzet, Altinbas, Mahmut, Koyuncu, Ismail; Arikan, Osman; Gomec-Yangin, Cigdem. (2003) Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste Management,* **23**(5) 441-446.

Pessin, Neide, Silva, Arthur Roberto, Conto, Suzana Maria de, Panarotto, Cláudia Teixeira, Beal, Lademir Luiz. (2002) Concepção e implantação de células piloto de aterramento de resíduos sólidos. In: Castilhos Júnior, Armando Borges de, Lange, Lisete Celina, Gomes, Luciana Paulo, Pessin, Neide, (Eds.), *Alternativa de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para pequenas comunidades*. RiMa, Florianópolis, SC, 13–17.

Prim, Oliveira, Castilhos Junior. (2003) Apêndice 2: Transportes de Contaminantes. In: Castilhos Junior, Armando Borges de (Eds.), *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades,* ABES, Rio de Janeiro, RJ, 235-255. Acesso em: 07 de março de 2022, disponível em: http://finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos.

Proctor, Ralph R. (1933) Fundamental principles of soil compaction. *Engineering News Record,* **111**(9), 245-248.

Renou, S., Givaudan, J. G, Poulain, S, Dirassouyan, F, Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*. **150**(3), 468-493.

Rosa, Isabelle de Lima, Dos Santos, Eder Carlos Guedes. (2016) Fatores de Influência na Permeabilidade de Resíduos de Construção e Demolição Reciclados (RCD-R), *XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Belo Horizonte, Brasil.*

Rubinos, David A., Spagnoli, Giovanni. (2018) Utilization of waste products as alternative landfill liner and cover materials–A critical review. *Critical reviews in environmental science and technology,* **48** (4), 376-438.

Soares, Valéria. (2012) *Utilização de mistura de solo saprolítico com bentonita na construção de revestimento de fundo de aterros sanitários*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 118 pp.

Vargas, Milton. (1978*) Introdução à mecânica dos solos*, McGraw-Hill, Editora da Universidade de São Paulo, 203 pp.

Vinayagamoorthy, Sivakumar *et al*. (2015) Influence of testing on permeability of compacted fine soils. *Geotechnical Engineering*, **168** (5), 422-438.

Villibor, Douglas Fadul. (1982) Estabilização granulométrica ou mecânica, Gráfica, EESC-USP, São Carlos, 56 pp.

Wang, B., Xu, J., Chen, B., Dong, X., Do, T. (2019) Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners to inorganic waste leachate. *Applied Clay Science,* **168**, 244–248. https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.11.021

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

CONSTITUENTS OF THE CONSTRUCTED WETLANDS WITH VERTICAL SUBSURFACE FLOW FOR WASTEWATER TREATMENT: A REVIEW

* Victória Maura Silva Bermúdez [1]
Glória Maria Marinho Silva [2]
Francisca Soares de Araújo [1]
Lígia Queiroz Matias [1]
Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa [1,2]

Recibido el 14 de septiembre de 2020. Aceptado el 11 de noviembre de 2021

Abstract

In this work, it is presented a summary of research articles on the main constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow as well as the state of the art of this technology. Data collection was carried out at the databases Science Direct® and Springer© and the words vertical, up flow, constructed wetland, treatment, macrophyte and substrate were used. In the first stage, they were found 164 articles and, among these, only 42 had reported aspects about the objective of this study. The results indicated that nearby 66% of wetlands constructed with vertical flow are on a pilot scale. In addition, 100% of the systems used emergent macrophytes, with the emerging species Phragmites australis (Cav.) Steud. (PH) in 21% of the wetlands. Conventional materials such as sandand gravel are still used as substrate in most systems (59%). It was also observed that 59% of the wetlands were used for domestic and/or municipal wastewater treatment and that the Asian continent had the largest number of publications of this type of system, with 50% of articles with Asian origin. The constructed wetlands with vertical subsurface flow stood out in nitrogen removal because of the depletion of oxygen in the medium existing in the base of the unit, creating anaerobic / anoxic conditions. In this way, the right choice of the constituents of this system presents an important alternative for the treatment of wastewater.

Keywords: ecotechnology, macrophytes, microorganisms, substrates, phytoremediation.

[1] Postgraduate Program in Ecology and Natural Resources, Federal University of Ceará, Brazil.[2] Department of Chemistry and Environment, Instituto Federal do Ceará, Brazil.
[2] Department of Chemistry and Environment, Federal Institute of Ceará, Brazil.
[*] *Corresponding author*: Department of in ecology and natural resources, Building 906, Federal University of Ceará, 34 UFC, Zip Code: 60440-900, Fortaleza, CE, Brazil. Email: vmsbermudez@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Introduction

Water is a natural resource of vital importance for the development of any country and, for this reason, one of the 17 UN Sustainable Development Goals (SDG) is dedicated to water and sanitation. In this way, there is a concern to ensure the availability and management of water and sanitation to all in a sustainable way. However, the increasing demand for water consumption (2030 WRG, 2009; WWAP, 2012) and the lack of basic sanitation generate impacts to the ecosystem, biodiversity and sustainability.

Acording to Almuktar *et al*. (2017), contamination of the environment in several ways has restricted access to water and generated ecosystemic, economic and social imbalance, rendering water sources inappropriate for irrigation and drinking. Besides, other negative impact factors on water availability are population growth, global warming and climate change.

Wastewater can be defined as water from polluting sources such as domestic, agricultural and industrial, and its composition varies according to its origin (Li *et al*., 2017). Thus, due to this variety of composition, reuse of effluents should be monitored for the protection of water bodies and the safety of reuse activity. In this context, we highlight the research for treatment systems with efficiency, reliability, low operational cost and deployment that occupies little space (Von Sperling, 2014). Constructed wetlands (CW) are a wastewater treatment alternative with operating characteristics that set them apart from conventional systems. Those systems are an ecotechnology that aims to minimize damage to ecosystems and, at the same time, to promote sustainability (Mthembu *et al*., 2013).
According to Vymazal and Kropfelová (2008), CW can be classified in surface flow and subsurface flow systems, which are divided into horizontal and vertical. The choice of the type of system depends on the effluent to be treated. The CW is based on the principles of natural wetlands that occur in the ecosystem and reproduce the hydrodynamic mechanisms, but with greater control of the hydraulic system (Vymazal, 2007). They are basically constituted by macrophytes, substrate and medium microbiota. Because of this, CW results in a cost-effective and versatile treatment system (Ilyas;Masih, 2017).

The substrate supports the macrophyte and microorganisms, and functions as an electrical conductor. Microorganisms are responsible for the removal of pollutants and organic matter in symbiosis with macrophytes (aquatic plants). When the size of the substrate is small, the surface availability is higher, which contributes to the growth of biofilms and increased concentration of microbial cells that form the system microbiota (Scholz;Xu, 2002). The bacteria present in the roots of aquatic plants receive oxygen from the plants and, in turn, perform the decomposition of organic matter present in wastewater converting it into nutrients necessary for macrophyte development (Kadlec;Knight, 1996).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Environmental and operational issues related to the use of CW are generally reported in review articles (Bi *et al*., 2019; Ingrao; Failla; Arcidiacono, 2020). However, there are factors that influence the performance of the wetland and that are not commonly mentioned in the literature, which makes it difficult to standardize its dimensioning. These factors are such as the type of residual water to be treated, the volumetric organic load (Bakhshoredeh *et al*., 2020; Liu *et al*., 2019), the substrates used as fillers (Mlih *et al*., 2020; Wang; Xu; Sheng, 2020) and the system configuration (Ji *et al*., 2020; Rous, Vymazal; Hnátková, 2019).

These reviews are important as they are quick tools for the dissemination and contextualization of knowledge. Although many advances have been made, the technology still lacks a more specific review of vertical wetlands as these systems are the most recommended for removing nitrogen and suspended solids and can operate with intermittent feeding in short periods in order to prevent clogging and improve the aerobic conditions of the system (Vymazal, 2007).

Therefore, this review will address the characteristics of the main constituents of the constructed wetlands with vertical subsurface flow (CWVF) and their innovations. It is expected to provide a critical assessment capable of improving treatment efficiency in future studies and applications.

Procedure for data collection

A literature search was performed on the main constituents of the CW with vertical subsurface flow – macrophytes, substrates, hydraulic retention time (HRT), system size, microbial community – and the configurations required for wastewater treatment.
Data collection was performed in April 2019 and two scientific manuscript search websites were used as databases, Science Direct® and Springer© Link. It was defined as inclusion criteria only research articles published between 2016 and 2019 to obtain the current state of the technology.

The following keywords were used: up flow, constructed wetland, treatment, macrophyte and substrate. After the inclusion criteria and the use of keywords, abstracts were read as exclusion criteria of articles and those that had no vertical flow wetlands approach were excluded. Finally, the articles were completely read and the necessary data extracted and these data were summarized and interpreted.

Results and discussion

From a total of 164 articles found in the initial search, 42 were selected for reading and data analysis. All selected articles had English as their writing language, which is the predominant language used in manuscripts published worldwide for most areas, according to Jirge *et al*. (2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

The year of 2017 concentrated the largest number of articles published, followed by the year of 2018, with 14 and 12 articles, respectively. However, the year of 2019 already had 11 publications in the first half of the year, when the search was performed. The year of 2016 had only 5 publications. It is illustrated in Figure 1.

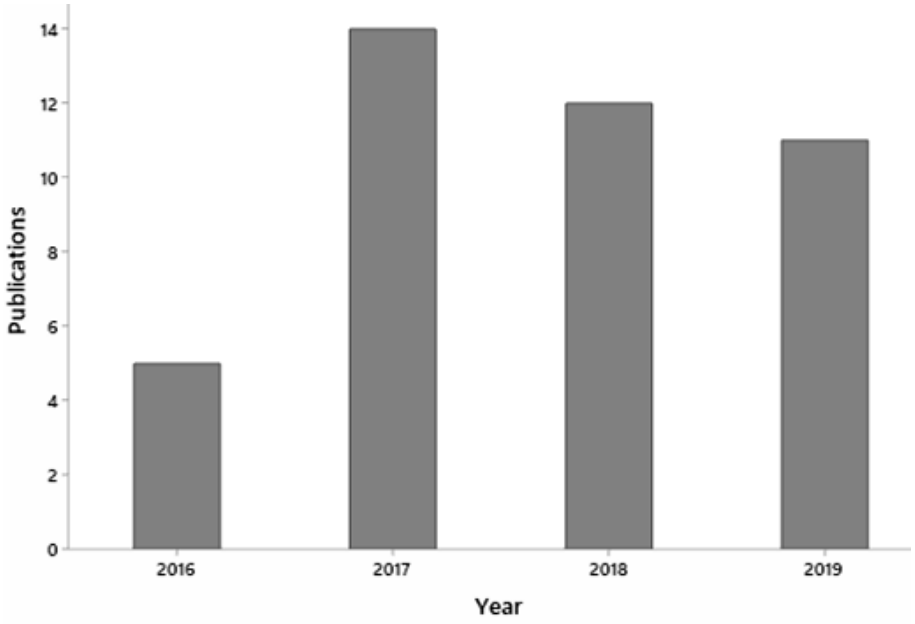


Figure 1. Number of publications during the years of 2016, 2017, 2018 and 2019.

Regarding the place of origin, 50% of the publications had Asian origin (Figure 2), with the largest representative being China and India, with 24% and 14%, respectively. Both countries are the most populous in Asia. In central Asia, there is a predominance of arid and semi-arid climates and, in addition to increasing demand for water, the region faces difficulties with water quality due to overexploitation of groundwater, marine invasion, depletion and salinization of water aquifers (Tripathi, 2011).

Immediately thereafter, Europe appears with 31% of the manuscripts, especially the United Kingdom, which is the continent's largest representative in technology publications (9%). According to data from the European Environment Agency (EEA, 2018), 80% of the water resources used in Europe were from inland surface waters and groundwater, sources that are seriously vulnerable to climate change. About 40% of this water is used in agriculture. The EEA also estimates that approximately one third of the territory of the European Union is permanently or temporarily exposed to water scarcity conditions. Thus, population

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

growth, urbanization, pollution and water scarcity have led to Asian and Europe having the largest percentage of research articles on constructed wetlands with vertical subsurface flow, a simple and inexpensive alternative for wastewater treatment (Rashid;Manzoor;Mukhtar, 2018).

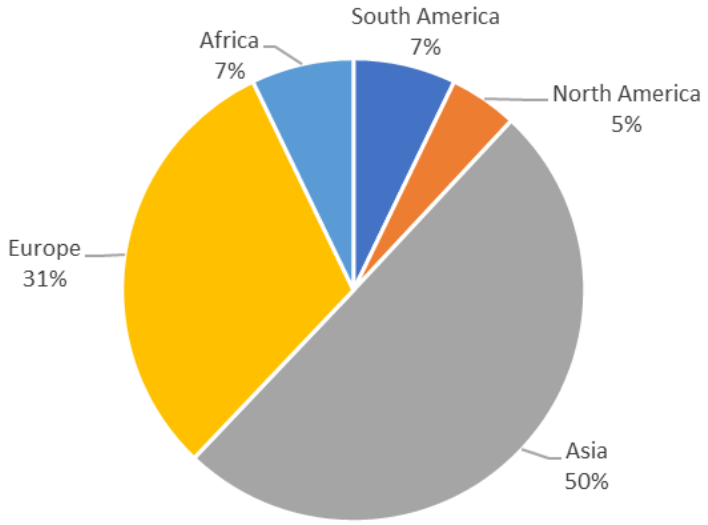


Figure 2. Percentage of research articles on vertical flow CW as a function of the continent of origin.

Constructed wetlands with vertical subsurface flow (CWVF)

The CWVF system consists of a flat bed filled with substrates where macrophytes are planted. The wastewater is gradually added until the surface floods and percolates all over the bed to the base of the unit, and then collected by a drainage system (Vymazal; Kropfelová, 2008), as shown in Figure 3. Von Sperling and Sezerino (2018) emphasize the importance of choosing system configuration. These authors point out that factors such as construction cost, sustainability, operating costs and simplicity should be taken into consideration.

An important variable for the correct dimensioning of the system is the organic load rate (OLR) as it allows it to operate with greater efficiency (Metcalf; Eddy, 1991). It can be obtained from the flow product by the concentration of organic matter to be chosen. Only 23% of the selected articles reported the value or contained data to calculate the OLR of the system, as shown in Table 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

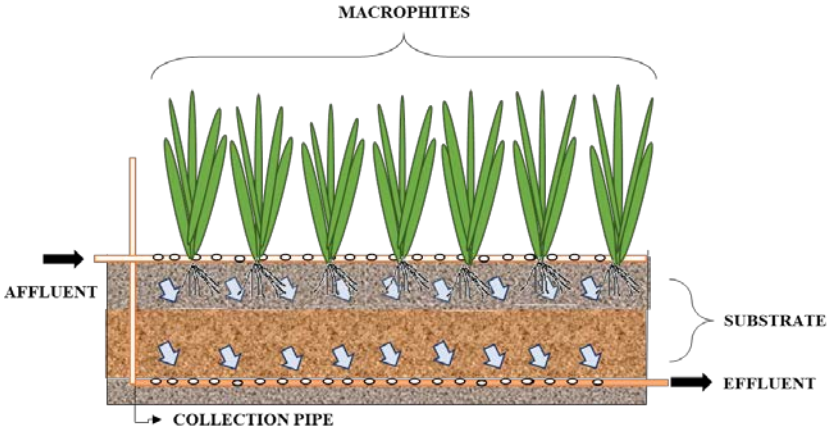


Figure 3. Schematic representation of the profile of a vertical subsurface flow.

Table 1. Overview of organic loading rate in CWVF.

Authors	Organic loading rate (Olr)	Effluent
Kraiem *et al*. (2019)	0.062 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Rural wastewater
Chen *et al*. (2019)	9.75 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Domestic and rural wastewater
Stefanakis *et al*. (2019)	473.73 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Municipal sewage
Silvestrini *et al*. (2019)	2.34 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Diluted landfill leachate
Verma; Suthar (2018)	0.023 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Dairy wastewater
Hijosa *et al*. (2016)	0.2592 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Urban wastewater
Ma *et al*. (2017)	0.039 BOD_5 $kg.day^{-1}$	Synthetic river water polluted with cadmium

BOD_5: Biochemical oxygen demand.

It was observed in Table 1 that the authors Stefanakis *et al*. (2019) stood out for having a high OLR (473.73 BOD_5 $kg.day^{-1}$). This is due to the type of affluent that was treated (municipal sewage) which influenced the size of the CWVF they operated (1160 m^2). In contrast, the authors Verma and Suthar (2018) with OLR of 0.023 BOD_5 $kg.day^{-1}$ operated on CWVF of the 2.75 m^2, so that the greater the organic load applied, the greater the area requirement. This type of technology becomes very attractive considering the treatment of domestic sewage, particularly in rural areas.

When using rural wastewater as an affluent, the authors Chen *et al*. (2019) and Kraiem *et al.* (2019) obtained different organic load rates. This is because the affluents of the authors Chen *et al.* (2019) were domestic and rural wastewater with hormones and biocides from livestock. Therefore, the organic matter present in this rural wastewater is greater than that of the authors Kraiem *et al.* (2019), whose source of affluent did not use pollutants with a high organic load. Both treatments obtained BDO removal of above 80%.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Concerning the CWVF, it can be mounted on both the laboratory scale (microcosm scale) and the pilot scale, and of the total of selected articles, 33% were performed on the microcosm scale.

The microcosm CWVF is performed in environments with limited space available for full-scale construction and surface area of less than 0.5 m^2 (Li *et al*. 2014). The mean dimensions observed for the systems presented in the reviewed articles were 0.42 ± 0.16 cm in length, 0.28 ± 0.05 cm in width and 0.49 ± 0.20 cm in height. The dimensions commonly used in different works are presented in Table 2.

Table 2. Overview of microcosm-scale CWVF.

Authors	Lenght (Cm)	Width (Cm)	Height (Cm)	Macrophytes
Hu *et al*. (2018)	0.30	0.30	0.50	*Phragmites australis*
Ma *et al*. (2017)	0.25	0.36	0.50	*Iri/s sibirica*
Hehman *et al*. (2017)	-	-	0.80	*Typha latifolia and Phragmites australis*
Das *et al*. (2019)	0.63	0.17	0.62	*Canana India*
Ramirez-Vargas *et al*. (2019)	-	-	0.5	*Juncus effusus*
Santos *et al*. (2019)	0.40	0.30	0.30	*Phragmites australis*
Perez-López *et al*. (2018)	-	-	0.40	*choenoplectus americanus*
Tunker *et al*. (2017)	0.65	0.30	-	*Typha latifolia*
Almeida *et al*. (2017)	0.40	0.30	0.30	*Phragmites australis*
Samal *et al*. (2017)	-	-	0.90	*Canna indica*
Silvestrini *et al*. (2019)	0.25	0.25	0.35	*Typha domingensis, Scirpus californicus, and Iris pseudacorus*
Abdelhakeem *et al*. (2016)	0.30	0.30	0.30	*Phragmites australis*
Yan *et al*. (2016)	0.60	-	0.35	*Vetiveria zizanioides*
Ping *et al*. (2018)	-	-	0.70	*Iris pseudacorus L.*

(-) Value no information

In addition to the reduced space, according to Almeida *et al*. (2017), studies with CWVF in microcosm scale still have the advantage of allowing greater control of experimental conditions. This is important for understanding and improving technology. These authors studied the treatment of wastewater from agricultural processes contaminated with antibiotic commonly

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

used in Portuguese livestock (enrofloxacina or ceftiofur). A microcosm scale CWVF was used to fully control the experimental conditions in order to obtain an efficient delineation of the optimal conditions for the process.

The same justification was used by Ma *et al*. (2017), who operated a microcosm-scale CWVF in the most wired months in China (September to December) to remove cadmium in a synthetic effluent simulating contaminated river water. Four pollutant concentrations (1, 2, 4 and 8 $g.L^{-1}$) were studied. This system had an area of 0.18 m^2, was gravel filled and planted with *Iris sibirica* Linnaeus, which was chosen because it is resistant to low temperatures and due to the smaller scale of the system, that allows with greater precision the observation of macrophyte performance, pollutant removal mechanisms and microbial enzymatic activity.

A microcosm-scale CWVF, projecting environmental conditions from a wireless monitoring network for domestic wastewater treatment was projected by Hehman et al. (2017). The system used the macrophytes Typha latifolia Linnaeus and Phragmites australis Trinius and was incubated in a growth chamber to test different optimum temperatures using an automatic heater and different light intensities using fluorescent lamps, besides the influence of these factors on the release of dissolved oxygen (DO) through the macrophyte rhizosphere to improve the pollutant removal efficiency. The system was made with plastic containers with 44 cm in diameter and filled with gravel of varying sizes (20 to 30 cm). The microcosm scale allowed them to evaluate the best ecosystemic condition for each macrophyte. For T. latifolia L., 30°C to 35°C and 15.000 lx, and for P. australis (Cav.) Steud. (PH), 35°C and 10.000 to 15.000 lx, were the optimum temperature and light intensity, respectively, for the highest DO release. Therefore, under these conditions, the best pollutant removal efficiency was favored.

Butterworth et al. (2016) studied the effect of artificial aeration on CWVF on a pilot scale, which had 4 tanks (56 m x 12.5 m), one with T. latifolia L., the other with P. australis (Cav.) Steud. (PH), both with artificial aeration and the other 2 without artificial aeration, only with the corresponding macrophytes as process control. T. latifolia growth rate was higher than P. australis (Cav.) Steud. (PH), but when compared to its non-aerated controls, T. latifolia L. had higher negative visual effect (yellow leaves and stunted growth). The authors justified that impacts may be species-specific, for example on P. australis (Cav.) Steud. (PH) they were less intense.

Therefore, the source and flow of wastewater to be treated define the wetland modality to its configurations and its dimensions. In addition, it is also important to assess the climate of the region where the system will be installed, as it has an impact on metabolism in the dynamics of the organisms that perform the treatment (Moomaw et al., 2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Although they are easy to handle, periodic maintenance is necessary so that they do not compromise the efficiency of the system and hydraulic anomalies occur, such as the engagement of pipes and the removal of sludge that is formed in the system, which increase the suspended value in the system.

Types of wastewaters treated in CWVF and nitrogen removal mechanism

Wastewater can be divided into 5 types: municipal or domestic, industrial, agricultural wastewater, runoff water and landfill leaching (Vymazal;Kropfelová 2008). Among the reviewed articles, in 59% of them, the CWVF system treated municipal or domestic wastewater, 26% was fed with industrial, 8% with agricultural wastewater, 5% with landfill leachate and 2% with runoff water (Figure 4).

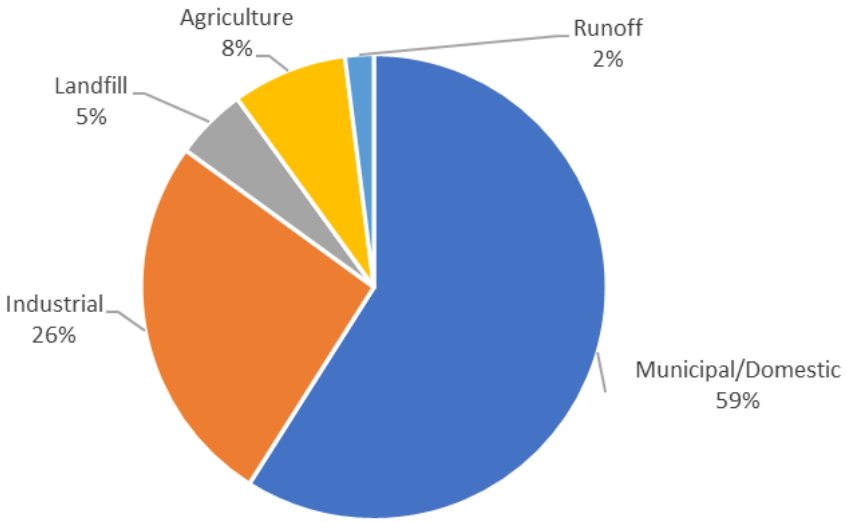


Figure 4. Wastewater types used for CWVF treatment.

Nitrogen is one of the most important pollutants in wastewater and when in excess causes a great impact due to the problem of eutrophication of aquatic environments (He; Xue; Wang, 2009; Von Sperling, 2007; Zoppas *et al*., 2016;). The main nitrogen conversion pathways that occur in wetlands systems, such as ammonification, nitrification, denitrification, biological fixation, nitrate ammonification, ammonia anaerobic oxidation (ANAMMOX) and volatilization, are presented in Figure 5.

Ammonium can also be partially converted to nitrite by the CANON process ("Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite"), in which the aerobic oxidizing ammonia perform the conversion (Jetten *et al*., 2002), and later the ANAMMOX bacteria convert the nitrite produced and part of the remaining ammonium to gaseous N_2 ,and nitrate is formed in small amounts.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

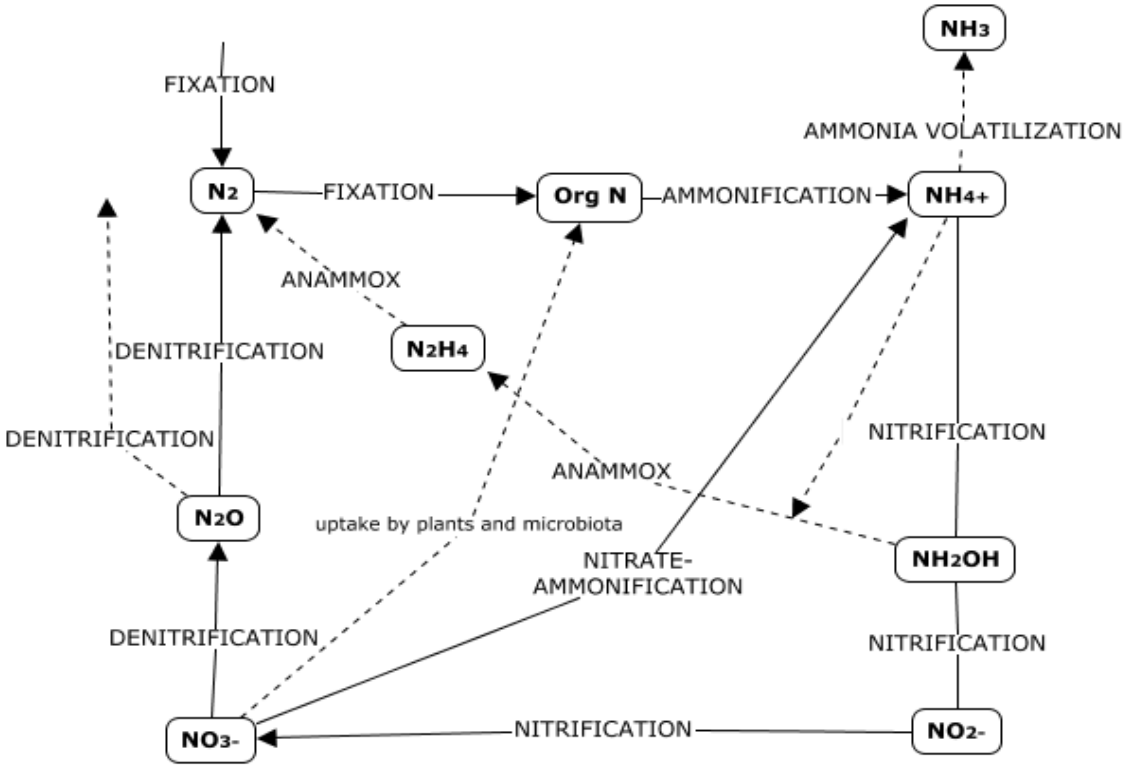


Figure 5. Schematic representation of nitrogen transformation mechanisms in a constructed wetland.
N_2 :gaseous nitrogen, NH_4^+:ammonium, NH_2OH: hydroxylamine, NO_2^- :nitrite, NO_3^- : nitrate, N_2O: nitrous oxide, ANAMMOX: anaerobic ammonia oxidation. Adapted from Vymazal and Kropfelová (2008).

Considering that possible damage to the environment may occur due to nitrogen transformations, some researchers have been studied processes mediated by microorganisms. According to Silveira *et al*. (2015) and Wu *et al*. (2015), CWVF is the most suitable for nitrogen removal because of the existence of anaerobic/anoxic conditions at the base of the system. It was observed in the upper part of the unit that aerobic conditions favor the oxidation of organic matter and nitrification, and the anaerobic/anoxic conditions existing in the base favor the reduction of organic matter and denitrification (Chen *et al*., 2015).

Nitrification reactions, with the oxidation of ammonia to nitrite and nitrite to nitrate, are mediated by nitrifying bacteria that obtain energy to grow from the oxidation of inorganic nitrogen compounds (Lee; Fletcher; Sun, 2009). Thus, dissolved oxygen is an important factor for the nitrification process to occur, but at lower concentrations it may limit the activities of these microorganisms. When in high concentrations it has high oxidizing power. It is also a limiting factor for self-purification measured from the oxidation-reduction potential (ORP).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

On the other hand, the denitrification occurs in anoxic zone by action of heterotrophic bacteria in which nitrate is reduced to molecular nitrogen (Hidaka *et al*., 2002). Nitrogen is also present in constructed wetlands in the organic form of urea, amino acids, amines, pyrimidines and purines (Vymazal, 1995).

Microbial nitrification followed by denitrification are known as the main pathways for nitrogen removal from the environment, and available oxygen is a key factor for the growth of nitrifying bacteria (Hidaka *et al*., 2002).

Some alternative ways for nitrogen removal have been studied in CWVF systems, such as Anaerobic Ammonia Oxidation, known as ANAMMOX, which consists of anaerobic conversion of NO_2 and NH_4^+ to N_2 (Van de Graaf *et al*., 1995). Kraiem *et al*. (2019) investigated ANAMMOX bacteria for 4 months in two CWVF systems and one up and horizontal flow hybrid system (UHFHS) to treat rural wastewater, comparing two abundant macrophyte species from Tunisia, *Phragmites australis* (Cav) Steud. (PH) and *Typha angustifolia* L. (TA). In the hybrid system, PH was planted in the vertical flow cell and TA was planted in the horizontal flow cell. In the individual CWVF systems, each one received a single macrophyte species to evaluate the role of the plant in the process, comparing individual and hybrid systems. The authors observed that the three systems presented high efficiency in the removal of chemical oxygen and nitrogen demand. However, the hybrid system achieved the highest Kjeldahl total nitrogen removal, which was justified by the fact that it has two different flow configurations, which established favorable conditions for removal. Therefore, it was beneficial to use a horizontal flow cell after a vertical flow cell, resulting in better wetland system performance. *T angustifolia* L. (TA) stood out for favoring the growth of ANAMMOX bacteria even in co-existence with hererotrophic bacteria, indicating that its application in CWVF was the best setting to promote ANAMMOX activity. The authors additionally said that the ANAMMOX process did not require organic carbon and reduced the production of greenhouse gases, unlike the conventional denitrification process.

The nitrogen removal from wastewater and the use of aeration to create an environment with alternating aerobic and anaerobic zones and, thus, favor pollutant removal in a CWVF was an efficient system studied by Al-isawi *et al*. (2017) and Jia *et al*. (2018). Jia *et al*. (2018) used intermittent aeration in a CWVF system to treat domestic wastewater. The use of intermittent aeration in CWVF systems resulted in better nitrogen removal with 99% ammonia and 96% total nitrogen, which was also ratified Dong *et al*. (2012). These authors, by promoting the addition of oxygen to the system, recorded a total nitrogen removal of more than 57%.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

In other research, a comparison was made between wetland and artificial pond systems for domestic wastewater treatment. Thus, Al-Isawi *et al*. (2017) studied the influence of aeration on CWVF and simultaneously on three artificial pond types for five years. The first system contained wastewater only, the second consisted in wastewater and *P. australis* (common reeds) and the last one was composed by residual water, macrophyte and aeration addition. The artificial ponds were made with cylindrical plastic buckets, in which they were placed in a large concrete container filled with soil to mimic the natural conditions of a pond. The authors observed that the aerated lagoon presented better results than the CWVF that had no artificial aeration system in relation to ammonia removal. Therefore, the results corroborate the authors Kadlec and Wallace, 2009 and Scholz, 2015, who stated that aeration is important during the ammonia reduction procedure. According to Yoo *et al*. (1999), the way of aeration is also important, since when it was intermittently used in short cycles, it can allow nitrification and denitrification to occur at the same time.

Aeration also influences the greater removal of indicators of fecal contamination. Stefanakis *et al*. (2019) observed strong correlations between bacteria and bacteriophages present in domestic effluent treatment in a biological sedimentation tank system and in aerated CWVF. Bacteriophages acted as bacterial predators and were still used as indicators of microbial removal in both evaluated treatment systems. Besides, the aerated CWVF had higher microbial contamination removal efficiency.

It is also important to report that wetland systems were efficient not only in the treatment of discharges with easily biodegradable organic matter and nutrients, but have been used to remove compounds hard to biodegrade such as those found in industrial wastewater, as shown in Table 3.

Industrial wastewater has the greatest environmental impact and, in most cases, its toxicity is associated with the presence of compounds that are difficult to remove (Okereke;Ogidi;Obasi, 2016). Yan *et al*. (2016) used a CWVF to treat synthetic wastewater from the drug industry. In their system, it was used the macrophyte *Cyperus alternifolius* Willdenow with gravel and sand as the substrate employed. The performance of the system on the effect of four selected pharmaceutically active compounds (PhACs) – carbamazepine (CBZ), sulfamethoxazole (SMZ), ofloxacin (OFX) and roxithromycin (ROX) – on photosynthesis and enzymes released by the macrophyte was evaluated, as well as the pollutant removal efficiency. The pollutant removal efficiency was found to be equal to or even better than that achieved in conventional water treatment systems (decantation, filtration, coagulation, flotation, activated sludge, biofilters), getting 90% of OFX removal, 62% of CBZ, 84% of ROX and 78% of SMZ. They also evaluated that the emerging macrophyte *C. alternifolius* was able to absorb and support part of the PhACs (pharmaceutically active compounds), keeping their photosynthetic activity and enzymatic defense active. The treatment and supervision of this effluent is extremely important, because when it is not properly released it pollutes the bodies of water and causes toxic effects on the microorganisms of the environment (Jin *et al*, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Table 3. Overview of industrial wastewater types.

Industry		Pollutant	(C_0 - C_f) Efficiency (%)	Authors
Food	Diry		- 70%	Sharma et al. (2018)
Textile	Dye	Congo red	100 - 20 mg.L^{-1} -80%	Chandanshive et al. (2017)
		Arsenic	2.12 - 0.58 ppm -73%	
		Cadmium	0.07 - 0.02 ppm -71%	
Chemical	Oil Refinery		- 76%	Mustapha;Bruggen e Lens (2018)
	Sanitizing	Detergents – Surfactants	- 90%	Peréz-lópes;Arreola-Ortíz e Malagon-Zamorra (2018)
	Nanosilver		100 - 4.6 µg.L^{-1} -96%	Huang et al. (2018)
Pharmaceutical	Medicines	Ibuprofen	10.4 - 0.29 µg.L^{-1}	Hijosa-Valsero et al. (2016)
		Ketoprofen	0.75 - 0.16 µg.L^{-1} -78%	
		Naproxen	1.74 - 0.47 µg.L^{-1} -73%	
		Diclofenac	0.41 - 0.41 µg.L^{-1} 0%	
		salicylic acid	15.9 - 0.79 µg.L^{-1} -95%	
		Caffeine	19.2 - 0.26 µg.L^{-1} -98%	
		carbamazepine	0.99 - 0.41 µg.L^{-1} -58%	

C_0 : affluent concentration; C_f : effluent concetration; NR: no removal; -: Uninformed.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Other products that are difficult to remove in wastewater are sanitizers (Jensen, 1999). The use of these products means that domestic effluents have certain characteristics of industrial wastewater as there is a wide variety of cleaning products, each of which has a function. Detergents are sanitizers that have surfactants, compounds that break the surface tension of water and thus remove surface dirt (Thomas *et al*., 2017). According to Giagnorio *et al*. (2017), effluents with high detergent concentrations, when in contact with the aquatic ecosystem, promote the increase of solids, chlorine and organochlorine concentration, besides the increase of pH. Therefore, an environmental impact is generated on this ecosystem.

With incorrect disposal of polluted effluent in water bodies, fishes are affected by both the pH increase and the presence of solids in the aquatic ecosystem. Calcium oxide can be formed as the pH rises, causing difficulty in gill breathing in fish. On the other hand, solids at higher concentrations may obstruct fish gills, leading to death (Jezierka;Witeska, 1995). Additionally, pollutants such as organochlorine compounds that are water-soluble can accumulate from the fat tissues of organisms (Kucklick; Baker, 1998), so that contamination of the aquatic environment can often interfere with species morphology and function (animals and plants) in the ecosystem.

Mong the reviewed articles, only one performed the treatment of wastewater contaminated with surfactant in CWVF. Located in Durango State, Mexico, it was carried out by Peréz-lópes, Arreola-Ortíz and Malagon-Zamorra (2018). The CWVF received the macrophyte *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Volkart ex Schinz & R.Keller, a native species from Mexico, and were filled with 8 treatment possible with Tezontle (porous volcanic rock), gravel or Agave fiber (plant originated from Central America). Half of these 8 treatments were planted with macrophytes and the other half was not. The graywater from Durang State had hydraulic retention time on 3, 5 and 15 days. However, the better removal of the pollutant surfactants linear alkylbenzene sulfonates (LAS) (90% with 15 days of hydraulic retention time) caused a higher solids generation, low pH and higher toxicity, eliminating the possibility of reuse of this wastewater. In contrast, using only gravel, the removal was 70% and hydraulic retention time of 15 days was recommended for the treatment of greywaters in community.

Water quality in water bodies has also been impaired by improper use of chemicals, including pesticides. These compounds, in general, when in contact with water, cause damage to local fauna, promoting an imbalance of this ecosystem (Agbohessi *et al*., 2015). Tang *et al*. (2019) performed the treatment of synthetic wastewater containing the pesticide chlorpyrifos (500 $mg.L^{-1}$) in CWVF systems. Approximately 98% of pollutant removal was obtained. The system was monitored for 3 months, with 3 operating cycles, each cycle lasting 7 days. The system was 27 cm in diameter and 30 cm high and 5 separate macrophyte species were tested: *Cyperus alternifolius*, *Canna indica L.*, *Iris pseudacorus* L., *Juncus effusus* Pollish and *Typha orientalis* C.Presl.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

CWVF systems have also shown good efficiency in the treatment of landfill leachate, a complex waste in which organic load is difficult to reduce. Silvestrini *et al*. (2019) used a pilot-scale CWVF in the city of Buenos Aires, Argentina to treat leachate from a 450 ha landfill that produced 600 m^3 of raw manure per day. According to the authors, landfill leachate is one of the dumps that presents greater difficulty to be treated by conventional methods. They are discharged with high ammonium concentrations and recalcitrant COD, which are its main characteristics (Wojciechowska *et al*., 2017). However, the volume and chemical quality of a landfill leachate results from each site, which requires the design and operation of a CWVF to be well planned.

Macrophytes in CWVF

According to Cook (1996), macrophyte life forms (growth forms) can be Amphibious, Epiphytes, Rooted emergent, Rooted emergent with leaves and stems Floating, Free Floating, Rooted Submerged and Free Submerged.

Amphibious macrophytes can survive out of water and are also called semi-aquatic. Epiphytes are macrophytes that host other macrophytes. Those that are fully in water are called submerged macrophytes, which can be fixed when they are deep-rooted and free when not deep-rooted, with only flowers emerging out of water. Fixed floats are those that have stem, flower and leaf above the surface of the water and are rooted. There is still the free variation that, by not having rooting, can be carried by the action of the current and float on the surface (Sculthorpe, 1985; Cook, 1996).

Emerging macrophytes are the most abundant in wetlands and swamps. This type of macrophyte grows 0.5 m below the ground surface to a depth of 1.5 m (Wetzel, 2001). According to Westlake (1963), they are the most productive because they have several internal spaces that carry oxygen or their photosynthetic parts are not for roots and rhizomes that are in sub-sediments (saturated) with little oxygen. In these internal spaces are present aeration tissues that are responsible for the support and storage of carbon dioxide and oxygen inside (Sculthorpe, 1985). Among the articles evaluated, 94% of CWVF used emergent-life macrophytes.

The choice of macrophyte to be used in a constructed wetland is extremely important for the success of the system (Brisson;Charazenc, 2009). According to Hoffmann *et al*. (2011), the choice of species should be based on characteristics such as the ability to withstand periods of water scarcity and to grow in natural wetlands, the type of root system and preference for local species, as shown in Figure 6.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

In addition, Moshiri (1993) reported that the species chosen must be tolerant to toxic pollutants that can be present in wastewater. This way, the plant can survive and perform treatment efficiently. In a study on the influence of macrophytes on wetland efficiency, Vymazal (2011) evaluated 35 CW systems and found that the different structures that make up each macrophyte species, as well as their adaptation to the system model used, may favor, hinder or have zero influence on the treatment process.

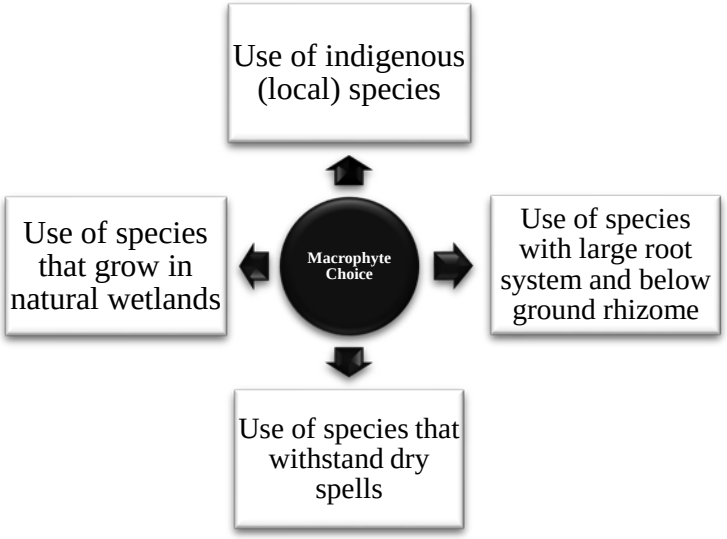


Figure 6. Characteristics to consider when choosing macrophyte.
Adapted from Hoffmann et al. (2011).

According to Hoffmann *et al*. (2011), macrophytes provide a favorable environment for the growth of microorganisms that adhere to their roots and form a biofilm.

Table 4 shows the diversity of species used in CWVF found in this review. All macrophytes used in the reviewed articles belong to the Angiospermae division and the Monocotyledon group.
In the Poales order there are the macrophytes most used in CWVF, being the *P. australis* (Poaceae) corresponding to 20.9% of the articles. The Typhaceae family has the second most used species, *T. latifolia* L. and *T. angustifolia* L. (TA) both with 10% of incidence.

The most widely used macrophyte species in the world are *P. australis* (Cav.) Steud. (PH) and *T. latifolia* L. The first is the most popular plant in Europe and Asia, while *T. latifolia* L. is the most

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

widely used in North America (Vymazal, 2013). According to Luederitz *et al*. (2001) and Brix and Schierup (1989), these species are the most chosen because they have a deep rhizome, large root system (maintaining electrical conductivity) and because they are present in all regions.

Table 4. Overview of macrophytes used in CWVF

Division	Group	Order	Family	Specie
Angiospermae	Monocots	Asparagales	Iridaceae	*Iris pseudacorus* L.
				Iris sibirica L.
		Poales		*Spartina patens* (Aiton) Muhl.
				Spartina alterniflora Loisel
			Poaceae	*Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH)
				Vetiveria zizanioides Nash
				Paspalum scrobiculatum L.
			Juncaceae	*Juncus effusus* Pollish
			Typhaceae	*Typha angustifolia* L. (TA)
				Typha orientalis C. Presl
				Typha latifólia L
				Typha domingensis Pers.
			Cyperaceae	*Cyperus alternifolius* Willd. Ex Kunth.
				Cyperus papyrus (C.Bauhin ex Kunth) Raf.
				Schoenoplectus americanos (Pers.) Volkart ex Schinz & R.
				Scirpus californicus (C.A.Mey.) Soják.
		Commelinales	Pontederiaceae	*Pontederia cordata* Lour. Fl. Cochinch
		Zingiberales	Cannaceae.	*Canna indica L*
				Canna glauca L
	Eudicots	Saxifragales	Haloragaceae	*Myriophyllum verticillatum* Rhodora

The presence of macrophytes in CWVF is one of the most important constituents for the treatment system. This is because vegetation distributes and reduces water velocity, creating a better condition for sedimentation of suspended solids from the effluent to be treated, which helps to prevent clogging of the system substrate (Somes *et al*. 1996). In addition, the presence of macrophyte defines the built wetland system as green technology (Stefanakis *et al*. 2019). Some authors have reported on the importance of observing the macrophyte density factor that would affect the efficiency of wetland systems.

Table 5 presents information on the number of individuals used per m^2 in wetland systems and species used.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Table 5. Overview of macrophyte density per m^2 and species used

Authors	Plant density per m^2	Plants
Silvestrini *et al*. 2019	24	*Typha domingensis Pers., Scirpus californicus* (C.A.Mey.) Soják*.,* and *Iris pseudacorus* L.
Lopardo *et al*. 2019	20	*Spartina patens* (Aiton) Muhl.
Ma *et al*. 2017	32	*Iris sibirica* L.
Jia *et al*. 2018	36	*Iris pseudacorus* L.
Verma *et al*. 2018	27	*Typha angustifolia* L. (TA)
Rehman *et al*. 2017	12	*Typha latifolia* L. and *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH)
Almeida *et al*. 2017	120	*Vetiveria zizanioides* Nash
Wu *et al*. 2018	20	*Typha domingensis* Pers.
Al-Baldawi 2018	30	*Typha angustifolia* L. (TA)
Abdelhakeem *et al*. 2016	36	*Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH)
Hijosa *et al*. 2016	50	*Typha angustifolia* L. (TA) and *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH)
Turker *et al*. 2016	8	*Typha latifolia L., Typha angustifolia* L. (TA) and *Phragmites australis* (Cav.) Steud. (PH)

According to Table 5, there is apparently no use of a standard density. However, the range between 20 to 30 individuals per m^2 was the most employed. For example, the species *T. angustifolia* L (TA), as mentioned earlier, have a deep rhizome and a large root system (Brix;Schierup, 1989), which requires a large amount of space when used in a wetland system. Thus, different densities were recorded for this species: 8, 27, 30 and 50 individuals.m^{-2} (Al-baldawi, 2018; Hijosa *et al*. 2016; Turker *et al*. 2016; Verma; Suthar 2018).

The study of the effects of the number of individuals present in a CWVF on wastewater treatment was not carried out by any article selected for this review, only the presence or absence of macrophytes. Regarding the influence of the type of wastewater under the action of different macrophytes, only 28.5% of the articles selected for this review compared the use of different species of macrophytes submitted to the same effluent.

The removal of Congo red dye and metals from a textile effluent by using the macrophytes *T. angustifolia* L (TA) and *P. scrobiculatum* L. for 4 days, both in separate cells and in consortia (Chandanshive *et al*., 2017) resulted in the highest treatment efficiencies achieved when using macrophytes in consortium, being dye removals 94%, COD 70%, BOD 75%, suspended solids - SS

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

47% and heavy metals - HM 77%. When plants were used in separate cells, *T. angustifolia* L. (TA) had better removal efficiencies - 80% for dye, 65% for COD, 68% for BOD, 35% for SS and 30% for HM - compared to *P. scrobiculatum* L. - 73% for dye, 63% for COD, 63% for BOD, 31% for SS and 28% for HM. Therefore, the use of consortium macrophytes can be a beneficial strategy for the treatment of contaminated wastewater in wetland systems.

On the other hand, the treatment of wastewater contaminated with the pesticide chlorpyrifos in CWVF with different macrophyte species (*Cyperus alternifolius* Willd. Ex Kunth., *Canna indica* L., *Iris pseudacorus* L., *Juncus effusus* Pollish and *Typha orientalis* C. Presl. resulted in no significant difference in the pollutant removal values between macrophytes, but there was a substantial increase when compared to the control system (without macrophyte) (Tang *et al*., 2019) The macrophyte system showed 98% of pollutant removal. The authors also observed that systems containing higher biomass and evapotranspiration macrophytes accelerated the pollutant removal process (*C. indica* L., *C. alternifolius* Willd. Ex Kunth. and *I. Pseudacorus* L.), so that the main pollutant removal pathways were sorption and biodegradation, respectively accounting for 65 to 86% and 8 to 34% of the total removal efficiency.

The effect of the use of macrophytes *C. alternifolius* Willd. Ex Kunth., *I. pseudacorus* L., *C. glauca* L. and *S. validus* (C.A.Mey.) Soják. on the microbiota present in CWVF was evaluated by Zhang *et al*. (2017). The use of plants in the way of a consortium resulted in greater microbial diversity compared to the situation in which the wetland received only one species or when there was no macrophyte in the system. Diversity occurs as a function of richness and uniformity of the site (Verberk, 2011). Thus, when only species richness was evaluated, that is, only the number of species present in the wetland, the authors observed that the use of macrophytes in consortium or separately did not affect the composition of the communities and concluded that the microbiota can adopt different ecological strategies in response to the presence or absence of macrophytes and richness (Zhang *et al*., 2017).

In none of the articles analyzed there was a control system (without macrophytes) that achieved better pollutant removal efficiency than those where some macrophyte species was used.

Substrate in CWVF

The substrate is the medium used in toilets and are classified into: natural, industrial by-products and artificial products (Meng *et al*.,2014).It is also called support matrix and filler material, which are important constituents of CWVF for developing important biofilms for microbiota development. But the use of conventional substrates (sand and gravel) faces difficulties in the system, such as low removal efficiency and clogging, so it is necessary to look for substrate alternatives (Zhu *et al*., 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

In order to classify innovative materials recently introduced in wetland systems as substrate, Yang *et al*. (2018) defined these substrates as emerging, which appear as a new option for greater low-cost treatment efficiency, replacing conventional materials. They classified emerging materials into: ion exchange substrates, sorption substrates, electron donating substrates and others. Among the reviewed articles, 85.7% used conventional substrates. Examples of substrates used in the articles are listed in Table 6.

Table 6. Overview of substrates and hydraulic retention time used in CWVF

Authors	Effluent	HRT (Day)	Substrate and particle size	Removal efficiencies (%)			
				COD ($mg.L^{-1}$)	NH_4^+ ($mg.L^{-1}$)	TN ($mg.L^{-1}$)	TP ($mg.L^{-1}$)
Jia *et al*. 2018	Domestic wastewater	3	Gravel (Φ =1-7 cm) + sand (Φ < 1 cm) + wheat straw (NR)	92.7	98.8	63	52.2
			Gravel (Φ =1-7 cm) + sand (Φ < 1 cm) + Apricot pit (NR)	95.3	98.4	46.2	66.7
			Gravel (Φ =1-7 cm) + sand (Φ < 1 cm) + walnut shell (NR)	94.9	99	46.2	70.6
			Gravel (Φ =1-7 cm) + sand (Φ < 1 cm)	96.6	98.9	32.6	66.7
Verma and Suthar 2018	Dairy Industry	NR	Sand (NR) + gravel (NR)	83.2	66.2	NR	59
Mustafa *et al*. 2018	Oil refinety	2	Size grave (Φ = 25 – 36 mm) + small grave (Φ =6-10 cm)	72.7	70	68	49
Silvestini *et a*l. 2019	Landfill leachate	7	Sand (Φ =0,1 – 0,6 cm) + expanded clay (Φ = 1-2 cm) + gravel (Φ = 2-3 cm)	46	66	43.6	NR
Nivala *et al*. 2019	Municipal sewage	2	Sand (Φ =1-3 mm) + gravel (Φ =4-8 mm)	NR	69	40	NR
Al-Isaw i *et al* 2017	Domestic wastewater	3	Gravel (Φ = 10mm)	62.8	NR	23.7	59.8
		1.5		60.9	NR	58.5	92.4
Huang *et al*. 2018	Residual water	1	Gravel (Φ = 1–8 cm + zeolite (Φ = 3–4 cm)	93.2	51	60.8	65.4

COD: Chemical Oxygen Demand; NH_4^+: Ammonium; TN: Total Nitrogen; TP: Total Phosphorus; HRT: Hydraulic Retention Time; NR: Not Rated; Φ: Diameter.

Hydraulic retention time (HRT) considers the relationship between effluent flow and system volume, as well as the effect of the substrate porosity used, being a variable that indicates the permanence of each fluid component in the system until its exit from it (Grosser, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

According to Table 6, the systems with the lowest HRT provided the largest removals of easily degradable organic matter in terms of COD. Thus, when applying the largest HRT, the authors Silvestini *et al*. (2019), who used the longest retention time (7 days) among the studies considered, obtained the lowest efficiency of COD removal compared to other authors.

The effectiveness in improving water quality is directly proportional to the retention time of the effluent to be treated within the system (Sezerino and Heleno, 2015), which did not occur when the studies presented in Table 4 were compared.

Pollutant removal in wetland systems can still occur by chemical and/or physical processes such as ion exchange, adsorption, precipitation and complexation (Ge *et al*., 2015), with the type of substrate being a factor of major relevance to the greater or lesser intensity of these processes. Nevertheless only 38% of the articles evaluated compared the types of substrates for pollutant removal. Among these, Türker *et al*. (2017) chose 4 substrate types for comparison in a CWVF, with 4 days of HRT and 120 days of wetland monitoring.The substrates used were peat (plant material), zeolite, volcanic ash and sand and the system aimed to remove Boron (B) in drinking water in Turkey. The input of each reactor contained 5–8 mm of gravel at its base. Then there was a single 55 cm deep layer of the main substrate type (peat, zeolite, volcanic ash or sand) and a 5 cm gravel layer was placed at the reactor outlet, resulting in a total depth of 65 cm (main substrate plus gravel layers). Percentages of 91%, 57%, 84% and 83% of pollutant removal were recorded, respectively, for the mentioned materials. This result reinforced what was said by Yang *et al*. (2018) that the type of substrate influences pollutant removal efficiency.

The treatment of domestic wastewater in CWVF using conventional and emerging substrates was performed with addition of an organic substrate (Table 2). In the case of wheat straw, it promoted an increase in total nitrogen removal when compared to the control (sand plus gravel), with removals of 63% and 36%. respectively (Jia *et al*., 2018). The very organic matter released by the substrate “wheat straw” was used as carbon source for the present microbiota and, consequently, resulted in greater nitrogen removal.

Therefore, the search for emerging materials that can be used as substrates in CWVF is important for reducing system costs, inceasing system efficiency and being able to properly target a material that would no longer be useful.

Regarding the maintenance of the built wetland, the selected articles did not mention the period of cleaning and substrate exchange, unclogging of pipes, checking the reservoir level and macrophyte management. According to the Handbook of Constructed Wetlands (Davis, 1995), produced by the Environmental Protection Agency (EPA), system monitoring should be done to

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

see if it is achieving good removals of organic matter and other variables and thus identifying and correcting the problem by cleaning the system, changing the substrate or cleaning the pipes.

Microbial community in CWVF

According to Ping *et al*., (2018) it is extremely important to analyze the microbial community in the environment, whether present in the water or in the substrate, as it allows to assess the changes that have occurred. However, only 19% of the articles selected for the review performed the method of DNA / RNA extraction or colony formation unit (CFU) counting to analyze the microbial community in their research, as shown in Table 7.

Table 7. Overview of microbial community in CWVF

Authors	Affluent	Analysis
Huang *et al*. (2017)	Synthetic wastewater polluted with nanosilver	DNA/RNA extraction
Kraiem *et al*. (2019)	Rural wastewater	
Lopardo *et al*. (2019)	Rural wastewater	
Pelissari *et al*. (2017)	Domestic wastewater	
Pelissari *et al*. (2018)	Domestic wastewater	
Ping *et al*. (2018)	Domestic wastewater	
Wu *et al*. (2018)	Synthetic domestic wastewater	
Ma *et al*. (2017)	Synthetic river water polluted with cadmium	CFU counting

The species of the phylum Proteobacteria were the most abundant among the bacteria in the works of Ping *et al*., (2018), Kraiem *et al*., (2019) and Lopardo *et al*., (2019). This abundance is due to the fact that these bacteria participate of biogeochemical cycles (Liu *et al*., 2016), mainly in the nitrogen cycle. This abundance corroborates with other similar studies (Ansola *et al*., 2014; Urakawa and Bernhard, 2017, Wang *et al*., 2017) in which metagenomic analyzes were carried out to study the nitrifying processes in a constructed wetland system.

The diversity and richness of the microbial community was characterized by the authors Ping *et al*., (2018), Pelissari *et al*., (2018) and Lopardo *et al*., (2019) from the Chao 1, Shannon and Simpson indexes. Pelissari *et al*., (2018) observed that the richness and diversity were greater in the biofilm generated by the constructed wetland than in the analyzed domestic wastewater. Ping *et al*. (2018) observed that when the system was in hydrodynamic

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

anomaly, in the case of clogging, the rates decreased, that is, the richness and diversity of bacterial communities were reduced because the production of biofilm was reduced and, thus, the removal of the decaying pollutant (Hua *et al*., 2010). Therefore, it is possible to say that since the CWVF performance also depends on nitrifying bacteria, the study of the microbial community present in the environment is extremely important.

Conclusion

The constructed wetlands with vertical subsurface flow can have numerous applications and arrangements and can be used for the treatment of wastewater from domestic, industrial leachate and even landfills, among others. So, it is a promising technology for wastewater treatment. However, even though the built wet areas have been studied extensively, it is of great importance to choose the appropriate characteristics of the system components to obtain maximum pollutant removal.

The selection of macrophytes and their characteristics must be carefully studied, since it has a positive impact in the removal of pollutants. For the proper dimensioning of the system, the flow to be used, the hydraulic retention time, the organic load rate and the porosity of the substrate must be considered and macrophyte density per superfical area. It is important to standardize these criteria, since there is no uniformity in the design procedures.

The research for emerging substrates is interesting, as they are generally materials that, after use, lose value, so that their use as a substrate in wet areas minimizes their disposal in the environment, such as construction waste. The study of the microbial community of the environment is important because they play a fundamental role in the removal of polluting organic matter and nitrogen, which, in high concentrations in the effluent to be released, unbalances the ecosystem. Furthermore, they are performance indicators of the system.

However, to ensure the sustainability and useful life of these systems, it is important to carry out periodic maintenance of their constituents, which is a viable activity, considering that they have low cost and are easy to replace and manage.

Acknowledgments

CAPES: This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) -Finance Code 001".

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Bibliographic references

Agbohessi, P.T., Toko, I.I., Quédraogo, A., Jauniaux, T., Mandiki, S.N.M., Kestemont, P. (2015) Assessment of the health status of wild fish inhabiting a cotton basin heavily impacted by pesticides in Benin (West Africa). *Science of The Total Environment*, **506,** 567–584. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.047

Almuktar, S., Abed, S., Scholz, M. (2017) Recycling of domestic wastewater treated by vertical-flow wetlands for irrigation of two consecutive *Capsicum annuum* generations. *Ecological Engineering*, **107**, 82-98. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.002

Almeida, S.F., Ferreira, C., Gomes, C., Basto, C., Mucha, A. (2017) Constructed wetlands for the removal of metals from livestock wastewater – Can the presence of veterinary antibiotics affect removals? *Ecotoxicology and Environment Safety*, **137**, 143-148. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.021

Almeida, A., Carvalho, F., Imaginário, M.J., Castanheira, I., Prazeres, A.R., Ribeiro, C. (2017) Nitrate removal in vertical flow constructed wetland planted with Vetiveria zizanioides: Effect of hydraulic load. *Ecological Engineering*, **99**, 535-542. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.069

Almeida, C.M.R., Santos, F., Ferreira, C.F., Gomes, C.R., Bastos, M.C.P., Mucha, A.P. (2017) Constructed wetlands for the removal of metals from livestock wastewater – Can the presence of veterinary antibiotics affect removals? *Ecotoxicology and Environment Safety*, **137**, 143-148. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.021

Abdelhakeen, S.G., Aboulroos, A.S., Kamel, M.M. (2016) Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research*, **7**, 803-814. https://doi.org/10.1016/j.jare.2015.12.002

Al-baldawi, I.B. (2018) Removal of 1,2-Dichloroethane from real industrial wastewater using a sub-surface batch system with *Typha angustifolia L. Ecotoxicology and Environmental Safety*, **147**, 260-265. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.022

Al-Isawi, R., Ray, S., Scholz, M. (2017). Comparative study of domestic wastewater treatment by mature vertical-flow constructed wetlands and artificial ponds. *Ecological Engineering*, **100**, 8-18. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.12.017

Ansola, G. and Arroyo, P. (2014) Characterization of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **473**(474), 63-71. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.125

Brisson, J. and Chazarenc, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, **407**(13), 3926-3930. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.047

Brix, H., Schierup, H. (1989) The Use of Aquatic Macrophytes in Water-Pollution Control. *Journal of the Human Envirionment*, **18**, 100-107.

Butterworth, E., Richards, A., Jones, M., Brix, H., Dotro, G., Jefferson, B. (2016) Impact of aeration on macrophyte establishment in sub-surface constructed wetlands used for tertiary treatment of sewage. *Ecological Engineering*, **91**, 65-73. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.017

Chandanshive, V.V., Rane, N.R., Tamboli, A.S., Gholave, A.R., Khandare, R.V., Govindwar, S.P. (2017) Co-plantation of aquatic macrophytes Typha angustifolia and Paspalum scrobiculatum for effective treatment of textile industry efluente. *Journal of hazardous materials*, **338**, 47-56. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.021

Chen, Y., Wen, Y., Tang, Z., Huang, J., Zhou, Q., Vymazal (2015) Effects of plant biomass on bacterial community structure in constructed wetlands used for tertiary wastewater treatment. *Ecology Engineering*, **84**, 38-45. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.013

Chen, J., Liu, S., Deng, J., Ying, G. (2019) Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. *Science of the Total Environment*, **660**, 358-365. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.049

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Cook CDK. (1996) *Aquatic Plant Book*. SPB Academic Publishers, Amsterdam.

Das, B., Thakur, S., Chaithanya, M.S., Biswas, P. (2019) Batch investigation of constructed wetland microbial fuel cell with reverse osmosis (RO) concentrate and wastewater mix as substrate. *Biomass and Bioenergy*, **122**, 231-237. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.01.017

Davis, L (1995) *A handbook of constructed wetlands*. USDA – Natural Resources Conservation Service, USA, 53 pp.

Dong, H., Qiang, Z., Li, T., Jin, H., Chen, W. (2012) Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. *Journal Environment Science*, **24**(4), 596-601. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60804-8

EEA, European Environment Agency (2018). https://www.eea.europa.eu/pt/publications#c7=pt&c11=5&c14=&c12=&b_start=0

Ge, Y., Wang, X., Zheng, Y. (2015) Functions of slags and gravels as substrates in large-scale demonstration constructed wetland systems for polluted river water treatment. *Environmental Science Pollution Research International*, **22**, 12982-12991. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4573-9

Giagnorio, M., Amelio, A., Grüttner, H., Tiraferri, A. (2017) Enviromental impacts of detergents and benefits of their recovery in the laudering industry. *Journal Cleanner Production*, **154**, 593-601. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.012

Grosser, A. (2017) The influence of decreased hydraulic retention time on the performance and stability of co-digestion of sewage sludge with grease trap sludge and organic fraction of municipal waste. *Journal of Environmental Management*, 203 (3), 1143-1157. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.085

He, S.B., Xue, G., Wang, B.Z. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, **168**(2-3), 704-710. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.099

Hidaka, T., Yamada, H., Kawamura, M., Tsuno, H. (2002) Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. *Water Science and Technology*, **45** (12), 181-188. https://doi.org/10.2166/wst.2002.0425

Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., Bayona, J.M. (2016) Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, **145**, 508-217. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.090

Hoffmann *et al* (2011) *Tecnology review of constructed wetlands:Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. German: Deutsche Gesellschaft für.

Hua, G., Zhu, W., Zhao, F., Zhang. (2010) Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetlands. Water Science Technology, **61**(6), 1479-1487. https://doi.org/10.2166/wst.2010.038

Hu, X., Liu, X., Yang, X., Guo, F., Su, X., Chen, Y. (2018) Acute and chronic responses of macrophyte and microorganisms in constructed wetlands to cerium dioxide nanoparticles: Implications for wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal* , **348**, 35-45. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.189

Huang, J., Cao, C., Yan, C., Guan, W., Liu, J. (2018) Comparison of Iris pseudacorus wetland systems with unplanted systems on pollutant removal and microbial community under nanosilver exposure. *Science of the Total Environment*, **624**, 1336-1347. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.222

Ilyas, H. and Masih, I. (2017) Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environment Science Pollution*, **24**(13), p. 12081–12091.https://doi.org/10.1007/s11356-017-8740-z

Jensen J. (1999) Fate and effects of linear alkyl benzene sulfonates (LAS) in the terrestrial environment. *Science total Environment*, **226**, 93-111. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00395-77

Jetten, M., Sliekers, O., Third, K., Kuene, J. (2003) CANON and Anammox in a gas-lift reactor. *Microbiology Letters*, **218**, 339-344. https://doi.org/10.1016/S0378-1097(02)01177-1

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Jezierka, B.and Witeska, M. (1995) The influence of pH on embryonic development of common carp. *Archives of Polish Fisheries*, **3**(1), 85-94.

Jia, L.,Wang, R., Feng, L., Zhou, X.L.V. J., Wu, H. (2018) Intensified nitrogen removal in intermittently-aerated vertical flow constructed wetlands with agricultural biomass: Effect of influent C/N ratios. *Chemical Engineering Journal,* **345**, 22-30. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.087

Jirge, P.R. (2017) Preparing and Publishing a Scientific Manuscript. *Journal of Human Reproductive Sciences*, **10**(1), 3-9. https://doi.org/10.4103/jhrs.JHRS_36_17

Jin, Y.X., Wu, S.S., Zeng, Z.Y., Fu, Z.W. (2017) Effects of environmental pollutants on gut microbiota. *Environmental Pollution*, **222**, 1-9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.045

Kadlec, R.H. and Knight, R.L. (1996) *Treatment wetlands*. Boca Raton, CRC. 893 pp.

Kraiem, K., Kallali, H., Wahab, M.A., Fra-Vazques, Z. A., Mosquera-Corral, A., Jedidi, N. (2019) Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, **670**, 644-653. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220

Kucklick, R.J. And Baker, E.J. (1998) Organochlorines in Lake Superior Food Web. *Environmental Science and Technology*, **32**, 1192-1198.https://doi.org/10.1021/es970794q

Lee, C.G., Fletcher, T.D., Sun, G. (2009) Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, **9**(1), 11–22. https://doi.org/10.1002/elsc.200800049

Li, M., Wu, H., Zhang, J., Ngo, H.H., Guo, W., Kong, Q. (2017) Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. *Bioresource Technology*, **240**, 157–164. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.054

Li, H. and Tao, W. (2017) Effecient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitritation, annamox and denitrification process. *Chemical Engineering Journal*, **317**, 972-979. https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.143

Liu, J., Yi, N., Wang, S., Lu, J., Huang, X. (2016) Impact of plant species on spatial distribution of metabolic potential and functional diversity of microbial communities in a constructed wetland treating aquaculture wastewater. *Ecological Engineering*, **94**, 564-573. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.106

Lopardo, C.R., Zhang, L., Mitsch, W.J., Urakawa, H. (2019) Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological Engineering*, **131**, 120-130. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.024

Ma, N., Wang, W., Gao, J., Chen, J. (2017) Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season. *Ecological Engineering*, **109**, 48-56. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.008

Meng, P., Pei, H., Hu, W., Shao, Y., Li, Z. (2014) How to increase microbial degradation in constructed wetlands: influencing factors and improvement measures. *Bioresource Technology*, **157**, 316–326. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.095

Metcalf, E. (1991) *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. 3a ed. New York: Mc Graw-Hill. 1334 pp.,

Moomaw, W., Chmura, G., Davies, G., Finlayson, C., Middleton, B., Natali, S., Perry, E., Roulet, N., Sutton-Grier, A. (2018) Wetlands In a *Changing Climate: Science, Policy and Management. Wetlands*, **38**, 183-205. https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8

Moshiri, G.A. (1993) *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press, Pesacola, Florida. 634pp.

Mustapha, H.I., Bruggen, J.J.A., Lens, P.N.L. (2018) Optimization of Petroleum Refinery Wastewater Treatment by Vertical Flow Constructed Wetlands Under Tropical Conditions: Plant Species Selection and Polishing by a Horizontal Flow Constructed Wetland. *Water, Air, & Soil Pollution*, **229**, 137-146. https://doi.org/10.1007/s11270-018-3776-3

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Mthembu, M., Odinga, C., Swalaha, F., Bux, F. (2013) Constructed wetlands: A future alternative wastewater treatment technology. *African Journal of Biotechnology*, **12**, 4542-4553. https://doi.org 10.5897/ajb2013.12978

Nivala, J., Boog, J., Headley, T., Aubron, T., Wallace, S., Brix, H., Mothes, S., Afferden, M., Muller, R.A. (2019) Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of the Total Environment*, **658**, 1500-1513. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.165

Okereke, N.J., Ogidi, O.I., Obasi, K.O. (2016) Environmental and Health Impact of Industrial Wastewater Effluents in Nigeria-A Review. *International Journal of Advanced Research in Biological Sciences*, **3** (6), 55-67. http://s-o-i.org/1.15/ijarbs-2016-3-6-8

Pérez-López, M.E., Arreola-Ortiz, A.E., Zamora, P.M. (2018) Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). *Ecological Engineering*, **122**, 135-142. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.036

Ping, T., Zeshun, X., Yong Chao, Z., Yiping, Z. (2018) Enzyme treatment improves the performance of laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Bioresource Technology*, **268**, 665-671. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.048

Ramírez-Vargas, C.A., Arias, C.A., Carvalho, P., Zhang, L., Esteve-Núñez, A., Brix, H. (2019) Electroactive biofilm-based constructed wetland (EABB-CW): A mesocosm-scale test of an innovative setup for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, **659**, 796-806. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.432

Rashid, M., Manzoor, M., Mukhtar, S. (2018) Urbanization and Its Effects on Water Resources: An Exploratory Analysis. *Asian Journal of Water, Environment and Pollution*, **15**(1), 67-74. https://doi.org/ 10.3233/AJW-180007

Rehman, F., Pervez, A., Mahmood, Q., Nawab, B. (2017) Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed wetland. *Ecological Engineering*, **102**, 112-126. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.030

Samal, K., Dash, R.R., Bhunia, P. (2017) Performance assessment of a *Canna indica* assisted vermifilter for synthetic dairy wastewater treatment. *Process Safety and Envionmental Protection*, **111**, 363-374. https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.07.027

Santos, F., Almeida, C.M.R., Ribeiro, I., Mucha, A. (2019) Potential of constructed wetland for the removal of antibiotics and antibiotic resistant bacteria from livestock wastewater. *Ecological Engineering*, **129**, 45-53. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.007

Scholz, M. and Xu, J. (2002) Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. *Bioresouce Technology*, **83** (2), 71-79. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00210-3

Sculthorpe, C.D. (1985) *The biology of aquatic vascular plants*. London, Edward Arnold. Königstein-West Germany: Koeltz Scientific Books. 597 pp.

Sezerino, P.H. (2015) Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20** (1), 151-158. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615.

Sharma, P.K., Minakshi, A., Teotia, A., Malaviya, P. (2018) Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. *Ecological Engineering*, **120**, 474-480. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.004

Silveira, D.D., Belli, F.P., Philippi, K.I.M.B., Molle, P. (2015) Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, **77**, 257-264. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040

Silvestrini, N.E.C., Hadad, H.R., Maine, M.A., Sánchez, G.C., Pedro, M.C., Caffaratti, S.E. (2019) Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*, **26**(8), 8019-8027.https://doi.org/10.1007/s11356-019-04280-5

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Silvestrini, N.E.C., Maine, M.A., Hadad, R.H., Nocetti, E., Campagnoli, M.A. (2019) Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. *Science of Total Envioronment*, **648**, 542-549. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.132

Somes, N.L.G., Breen, P.F., Wong, T.H.F. (1996) Integrated hydrologic and botanical design of stormwater control wetlands, in: *Proc. 5th Internat. Conf. Wetland Systems for Water pollution Control*, Universität für Bodenkultur, Vienna, Austria.

Stefanakis, A.I and Tsihrintzis, V.A. (2014) Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical* ***Engineering*****, 181**, 416–430. https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108

Stefanakis, A.I., Bardiau, M., Trajano, D., Couceiro, F., Williams, J.B., Taylor, H. (2019) Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland. *Science of Total Envioronment*, **659**, 1135-1145. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.415

Tang, X.Y., Yang, Y., Mcbride, M.B., Tao, R., Dai, Y., Zhang, X.M. (2019) Removal of chlorpyrifos in recirculating vertical flow constructed wetlands with five wetland plant species. *Chemosphere*, **216**, 195-202. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.150

Thomas, R., Gough, R., Freeman, C. (2017) Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal constructed wetlands: the role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. *Ecological. Engineering*, **106**, 415-422. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.015

Tripathi, S, Sonkar, S., Sarkar, S. (2011) Growth stimulation of gram (Cicer arietinum) plant by water soluble carbon nanotubes. *Nanoscale*, **3**, 1176-1181.

Turker, O.C., Ture, C., Bocuk, H., Çiçek, A., Yakar, A.(2016) Role of plants and vegetation structure on boron (B) removal process in constructed wetland. *Ecological Engineering*, **88**, 143-152. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.12.021

Uraka, H., Dettmar, D., Thomas, S. (2017) The uniqueness and biogeochemical cycling of plant root microbial communities in a floating treatment wetland. *Ecological Engineering*, **108**, 573-580. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.066

Van De Graaf *et al* (1995) Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. *Microbiolology*, **142**, 2187-2196.

Verbec, W.C.E.P. (2011) Explaining General Patterns in Species Abundance and Distributions. *Nature Education Knowledge*, **3** (10), 38-47.

Verma, R. and Suthar, S. (2018) Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. *Ecological Engineering*, **116**, 121-126. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.022

Von Sperling, M. (2007) *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors* Volume 5. Department of Sanitary and Environmental Engineering –UFMG. IWA

Von Sperling, M .(2014) *Introduction to water quality and sewage treatment*. UFMG, Minas Gerais, Brasil.

Von Sperling, M. and Sezerino, P.H. (2018). *Design of wetlands built in Brazil.* Wetlands Brazil Bulletin, Special Edition, December / 2018. 65 p. ISSN 2359-0548.

VymazaL, J. (1995). *Algae and Element Cycling in Wetlands*. LewisPublishers, Chelsea, Michigan.

Vymazal, J. (2007) Review: Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science Total Environment*, **380**, 48–65. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014

Vymazal, J.and Kröpfelová, L. (2008) *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Holanda Springer Netherlands.

Vymazal, J. (2011) Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Tem case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, **37**(1), 54-63. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.028

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76903
Vol. 15, No.2, 110-138
6 de abril de 2022

Vymazal, J. (2013) Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological Engineering*, **61**, 582–592. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023

Yan, Q., Feng, G., Gao, X., Sun, C., Guo, J.S., Zhu, Z. (2016) Removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) and toxicological response of *Cyperus alternifolius* exposed to PhACs in microcosm constructed wetland. *Journal of Hazardous Materials*, **301**, 566-575. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.08.057

Yang, Y., Liu, R., Zhao, Y., Morgan, D. (2018) Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetland. *Bioresource Technology*, **261**, 441-452. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085

Yoo, H., Ahn, K.H., Lee, H.J., Lee, K.H., Kwak, Y.J., Song, K.G. (1999) Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittentlyaerated reactor. *Water Research*, 33, (1), 145-154. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00159-6

Zhang, C., Liu, W., Han, W., Guan, M. (2017) Responses of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium and Denitrification to Plant Presence, Plant Species and Species Richness in Simulated Vertical Flow Constructed Wetlands. *Wetlands*, **37** (1), 109-122. https://doi.org/10.1007/s13157-016-0846-4

Zoopas, F.M., Bernades, A.M., Meneguzzi, A. (2016) Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Engenharia Sanitária Ambiental*, **2**, 29-42. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016001001346 82.

Wang ,J., Gong, B., Huang, W., Wang, Y., Zhou, J. (2017) Bacterial community structure in simultaneous nitrification, denitrification and organic matter removal process treating saline mustard tuber wastewater as revealed by 16S rRNA sequencing**.** *Bioresource Technology*, **228**, 31-38. https://doi.org/10.1016/j.eaef.2016.07.003

Westlake, D.F. (1963) Comparasions of plant productivity. *Biological Reviews*, **38** (3), 485-425. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1963.tb00788.x

Wetzel, R.G. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego: Academic Press, 2001.

Wojciechowska, E. (2017) Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – evaluation of organics and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, **236**, 146-154. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.185

Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschk, P., Kirui, W.K., Mais, F., Dong, R. (2015) Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environment Pollution,* **201**, 107-120. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006

Wu, S., Gao, L., Gu, J., Zhou, W., Fan, C., He, S., Huang, J., Zhang, X., Cheng, Y., Wu, Z., Wang, Z. (2018) Enhancement of nitrogen removal via addition of *cattail* litter in surface flow constructed wetland. *Journal of Cleaner Production*, **204**, 205-211. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.036

WRG, 2030 Water Resources Group (2009) Charting our water future: economic frameworks to inform decision-making. 2030nWRG, Washington, DC.

WWAP, World Water Assessment Programme (2012) The United Nations World Water Development report 4: managing water under uncertainty and risk. UNESCO, Paris

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DE INDICADORES QUE INFLUENCIAM A TOXICIDADE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

* Naiara Angelo Gomes [1]
Elisângela Maria da Silva [1]
Libânia da Silva Ribeiro [1]
Márcio Camargo de Melo [2]
Veruschka Escarião Dessoles Monteiro [2]

BEHAVIORAL ANALYSIS OF INDICATORS THAT INFLUENCE THE TOXICITY OF LEACHATE IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID LANDFILL

Recibido el 24 de septiembre de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Due to the complexity of the biodegradation process of urban solid waste in landfills, leachate liquids are generated, which present in their composition significant concentrations of toxic compounds and when disposed without prior treatment in the environment, they offer risks to public health and the environment. In this sense, the objective of this work was to analyze the behavior of chemical indicators capable of influencing the toxic potential of the leachate generated at the Sanitary Landfill in Campina Grande, Paraíba, Brazil. For that, tests of pH, volatile fatty acids (AGV), total ammoniacal nitrogen (NAT) and metals (Fe, Mn, Zn and Cr) were carried out every two weeks over 150 days of monitoring. The results indicated that, during the acidic degradation phase (up to t = 60 days) of the waste deposited in the investigated landfill, the toxicity of the leachate was mainly influenced by the acidic pH values (5.48 to 6.27), the high concentrations of AGV (5928 to 6450 mgH_{AC}.L^{-1}) and high Fe (77 to 172 mg.L^{-1}), Mn (27.7 to 37.2 mg.L^{-1}) and Cr (1.24 to 1.89 mg.L^{-1}). Therefore, it is concluded that the concentrations of NAT (up to t = 150 days), Fe, Mn and Cr (up to t = 60 days) in the leachate, exceeded the maximum allowed values established in Resolution n. 430 of the National Environment Council, representing a risk to public health and the environment.

Keywords: biodegradation of solid urban waste, metals, total ammoniacal nitrogen, toxic potential, volatile fatty acids.

[1] Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.
[2] Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.
** Autor correspondente*: Universidade Federal de Campina Grande, R. Aprígio Veloso, 882 - Universitário, Campina Grande - PB, 58428-830. Email: naiaraangeloccta@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Resumo

Em virtude da complexidade do processo de biodegradação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário, são gerados os líquidos lixiviados, que apresentam em sua composição concentrações significativas de compostos tóxicos, e quando lançados, sem um prévio tratamento no meio ambiente, oferecem riscos à saúde pública e ao meio ambiente. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi analisar o comportamento de indicadores químicos capazes de influenciar o potencial tóxico do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba, Brasil. Para isso, foram realizados ensaios de pH, ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio amoniacal total (NAT) e metais (Fe, Mn, Zn e Cr), com uma frequência quinzenal, ao longo de 150 dias de monitoramento. Os resultados indicaram que, durante a fase de degradação ácida (até t=60 dias) dos resíduos depositados no Aterro investigado, a toxicidade do lixiviado foi influenciada, principalmente, pelos valores ácidos de pH (5.48 a 6.27), as elevadas concentrações de AGV (5928 a 6450 mgH_{AC}.L^{-1}) e aos altos teores de Fe (77 a 172 mg.L^{-1}), Mn (27.7 a 37.2 mg.L^{-1}) e Cr (1.24 a 1.89 mg.L^{-1}). Portanto, conclui-se que, as concentrações do NAT (até t=150 dias), Fe, Mn e Cr (até t=60 dias) no lixiviado, excederam os valores máximos permitidos estabelecidos na Resolução n. 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, representando risco para a saúde pública e o meio ambiente.

Palavras chave: ácidos graxos voláteis, biodegradação de resíduos sólidos urbanos, metais, nitrogênio amoniacal total, potencial tóxico.

Introdução

Em virtude da complexidade do processo de degradação biológica que ocorre no interior das células de resíduos sólidos que compõem o aterro sanitário, são gerados subprodutos líquidos e gasosos, que podem ser nocivos à saúde pública e ao meio ambiente (Gomes, 2017). Dentre esses subprodutos, o lixiviado requer especial atenção, uma vez que, possui uma carga orgânica entre 10 e 75 vezes maior que a dos esgotos domésticos (Tchobanoglous *et al*., 1993; Von Sperling, 2014). Ademais, quando disposto inadequadamente no meio ambiente ocasiona diversos impactos ambientais negativos, entre os quais se pode citar: contaminação e poluição dos solos, corpos hídricos superficiais e subterrâneos; redução da fauna e flora presentes nos corpos aquáticos; fitotoxicidade às espécies vegetais; e danos à saúde pública (Gomes, 2017).

O lixiviado é um efluente de coloração escura e odor desagradável, com composição variável e complexa que sempre difere de um aterro para outro (Gomes, 2017). Geralmente, compõe-se de elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida; compostos inorgânicos, tais como sais de cálcio, magnésio, sódio, potássio, ferro, sulfatos, cloretos e elementos metálicos (cádmio, cromo, cobre, chumbo, níquel, zinco); substâncias xenobióticas; elevados teores de nitrogênio amoniacal; e uma diversidade de microrganismos, inclusive patógenos (Christensen *et al*., 2001; Oller *et al*., 2011; Tengrui *et al*., 2007).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

A composição do lixiviado pode ser influenciada por inúmeros fatores que estão diretamente associados ao ciclo de gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), à operacionalização das células de resíduos e às características meteorológicas da região de instalação do aterro. Devido à variação desses fatores nos aterros sanitários, diversos estudos abordando a composição físico-química, microbiológica e toxicológica dos lixiviados já foram desenvolvidos no Brasil e no mundo, tais como: Budi *et al.* (2016), Mannarino, Ferreira e Moreira (2011), Matejczyk *et al.* (2011), Melo *et al.* (2005), Naveen *et al.* (2017) e Słomczyńska e Słomczyński (2004).

Destaca-se que estes tipos de investigações fornecem dados que podem ser utilizados para indicar uma tecnologia de tratamento adequada para o lixiviado; sugerir melhorias para o tratamento dos resíduos sólidos; servir de subsídio técnico e científico para redirecionar a operação de células de aterro sanitário; e ainda, pressupor os potenciais impactos negativos significativos que podem ser causados no meio ambiente e na saúde pública, caso o lixiviado seja lançado de maneira inadequada ou sem um prévio tratamento no corpo receptor e no solo.

No município de Campina Grande (PB), local de realização desta pesquisa, alguns estudos elencando as substâncias tóxicas inerentes aos resíduos sólidos urbanos já foram desenvolvidos, como exemplos citam-se: Silva (2012), Silva (2015), Silva *et al*. (2015), Silva (2016) e Gomes *et al*. (2017); no entanto, salienta-se que, a avaliação de tais substâncias em lixiviado resultante do aterramento ambientalmente correto dos RSU da referida cidade ainda são incipientes, visto que, a disposição ambientalmente e sanitariamente adequada dos RSU em Campina Grande-PB iniciou em meados do mês de julho de 2015.

Diante do exposto, é fundamental o desenvolvimento de pesquisas que busquem obter dados sobre indicadores que podem interferir na toxicidade do lixiviado ao longo do tempo, especialmente, em regiões localizadas no Seminário Brasileiro por apresentarem características peculiares, como baixa pluviometria e alta insolação, as quais afetam diretamente a quantidade e qualidade do lixiviado gerado, bem como o seu tratamento.

Dessa forma, esta investigação torna-se relevante pelo fato dos resultados obtidos servirem de base para a criação de um banco inicial de dados, que poderá ser utilizado como referência para a realização de pesquisas mais avançadas a respeito da temática abordada, como também serem utilizados na escolha de uma tecnologia correta de tratamento para o lixiviado avaliado e, ainda, contribuírem na reformulação ou criação de legislações ambientais de preservação dos meios biótico, abiótico e social do Semiárido Brasileiro.

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar o comportamento do potencial hidrogeniônico (pH), ácidos graxos voláteis (AGV), nitrogênio amoniacal total (NAT), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cromo (Cr) e sua influência na toxicidade do lixiviado gerado no Aterro Sanitário em

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Campina Grande (ASGC), Paraíba (PB), Brasil. Cabe destacar que, esta pesquisa é parte integrante da dissertação de mestrado de Gomes (2017), que estudou a toxicidade do lixiviado gerado em uma Célula do ASCG.

Metodologia

Área de estudo

O campo experimental para o desenvolvimento desta pesquisa foi uma Célula, denominada Célula 3 (C3), do ASCG, Paraíba, Brasil. Esse Aterro encontra-se a 10000 m do perímetro urbano do citado município, possui uma área territorial de 640000 m^2 – dos quais 400000 m^2 foram designados à construção de Células para o aterramento de RSU – e situa-se nas seguintes coordenadas UTM 829172 e 9194834.

Cabe destacar que, Campina Grande (PB) pertence à mesorregião do Agreste da Borborema, sob coordenadas geográficas de 07°13' latitude S e 35° 53' longitude W, e possui uma altitude média de 555 metros acima do nível do mar (Araújo, 2015). As temperaturas máximas e mínimas anuais ficam em torno de 30 a 20 °C no verão e de 18 a 13 °C no inverno. Além disso, o município está incluído na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, caracterizando-se por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0.5; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2013).

A Célula de resíduos avaliada, possui formato geométrico trapezoidal com bermas intermediarias de 5 m e dimensões de base correspondentes a aproximadamente 105 m x 118 m de largura e comprimento, respectivamente, e altura total de 24 m, conforme ilustrado na Figura 1. Seu preenchimento ocorreu entre os meses de maio a dezembro de 2016. Durante esse período, foram depositados, diariamente, cerca de 500000 kg de resíduos sólidos urbanos, sendo 95% desses resíduos provenientes da cidade de Campina Grande (PB) (Gomes, 2017).

A C3 é composta por um sistema de drenagem de gases e águas pluviais, e, também, placas de recalque em superfície e marcos topográficos para a avaliação dos deslocamentos verticais e horizontais ocorridos no maciço sanitário. Constitui-se, ainda, de um sistema de impermeabilização de base e cobertura. A camada de base compôs-se de uma mistura (proporção de 1:4) de bentonita com um solo arenoso adquirido na área do ASCG (Gomes, 2017). O coeficiente de permeabilidade a água resultante desta mistura foi de 10^{-9} $m.s^{-1}$, demonstrando que tal combinação é adequada para compor camadas de base de aterros sanitários, conforme a NBR 13896 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1997). Sobre essa camada foi instalado o sistema de drenagem de lixiviado, do tipo 'espinha de peixe', que durante o desenvolvimento deste estudo coletou e conduziu por gravidade, para um poço de visita de concreto pré-moldado e, em seguida, para a estação de tratamento de efluente, uma vazão de lixiviado entre $1.45x10^{-5}$ e $2.7x10^{-5}$ $m^3.s^{-1}$ (Gomes, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

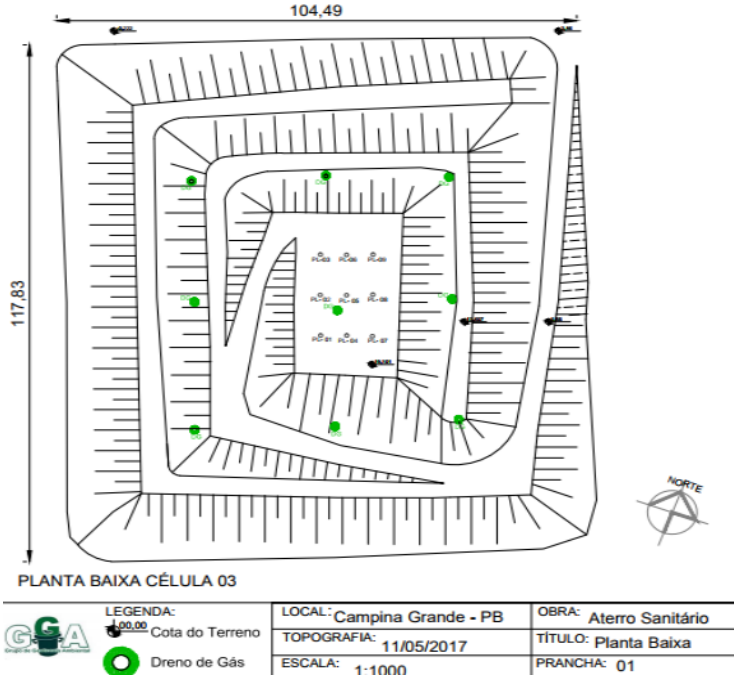


Figura 1. Planta baixa da C3 construída no ASCG

Monitoramento do lixiviado

O lixiviado caracterizado nesta pesquisa foi coletado em um poço de visita de concreto pré-moldado (Poço 3), que recebia todo o líquido gerado pelo processo biodegradativo dos RSU aterrados na C3. Para essa caracterização, foram realizadas coletas com uma periodicidade quinzenal, durante 150 dias, entre os meses de junho a novembro de 2016, totalizando 11 amostras.

Os procedimentos de amostragem do lixiviado (coleta, armazenamento e preservação) no Poço 3 seguiram as orientações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2011). Posteriormente as coletas, usando um coletor manual confeccionado em policloreto de vinila (PVC), com capacidade de 1000 mL, as amostras de lixiviado foram armazenadas em um recipiente de polietileno devidamente higienizado e conduzidas em uma caixa térmica para o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Civil (UAEC), da UFCG *campus* sede, para a determinação dos indicadores explícitos na Tabela 1.

Tabela 1. Indicadores avaliados e métodos analíticos utilizados na pesquisa

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Indicador	Unidade	Método analítico	Metodologia
pH	------	Potenciométrico	
AGV	$mgH_{AC}.L^{-1}$	Titulométrico	
NAT	$mgN\text{-}NH_3.L^{-1}$	Destilação e titulação	
Fe	$mg.L^{-1}$	Absorção atômica	APHA *et al*.
Mn	$mg.L^{-1}$	Absorção atômica	(2012)
Zn	$mg.L^{-1}$	Absorção atômica	
Cr	$mg.L^{-1}$	Absorção atômica	

Legenda: pH – potencial hidrogeniônico; AGV – ácidos graxos voláteis; NAT – nitrogênio amoniacal total; Fe – ferro; Mn – manganês; Zn – zinco; Cr – cromo.

Tratamento estatístico dos dados

O tratamento estatístico dos resultados obtidos para os indicadores pH, AGV, NAT, Fe, Mn, Zn e Cr foi realizado por meio da aplicação do teste matriz de correlação, utilizando o *software Excel* 2010.

Este método permite que as variáveis analisadas se correlacionem entre si, apresentando coeficientes que variam de -1 a +1. Na prática, quanto mais próximo de 1.0 (independentemente do sinal), maior é o grau de dependência estatística entre as variáveis (Silva, 2016). Tais correlações podem ser enquadrada em três classes: fracas (±0.10 a ±0.30), moderadas (±0.40 a ±0.60) e fortes (±0.70 a ±1.00) (Dancey e Reidy, 2013). Neste trabalho, foram consideradas e discutidas as correlações consideradas fortes.

Resultados e discussão

Potencial hidrogeniônico (pH)

A Figura 2, ilustra a evolução temporal dos indicadores pH e AGV para o lixiviado gerado na C3 do ASCG. Observa-se que, o pH apresentou uma tendência crescente ao longo do monitoramento, com valores mínimo, máximo, médio e desvio padrão iguais a 5.48; 8.41; 6.83; e 0.95, respectivamente. Já os AGV, tiveram um comportamento contrário ao pH, reduzindo com decorrer do tempo, e apresentando concentrações na faixa de 1800 a 6900 $mgH_{CA}.L^{-1}$.

No período inicial (t=0) até t=60 dias, o lixiviado apresentou valores de pH entre 5.48 e 6.27, evidenciando que os RSU aterrados na C3 se encontravam na fase de fermentação ácida. Conforme Belevi e Baccini (1989), a referida fase de degradação ocorre com pH variando no intervalo de 5.0 a 6.5 unidades. Logo, os baixos valores de pH obtidos para o lixiviado analisado são decorrentes da acentuada produção de ácidos graxos voláteis (AGV) na massa de RSU da C3, como observado na Figura 2. Nesse período (t=0 a t=60 dias), foram obtidas a maiores concentrações de AGV, variando na faixa de 5928 a 6900 $mgH_{AC}.L^{-1}$.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

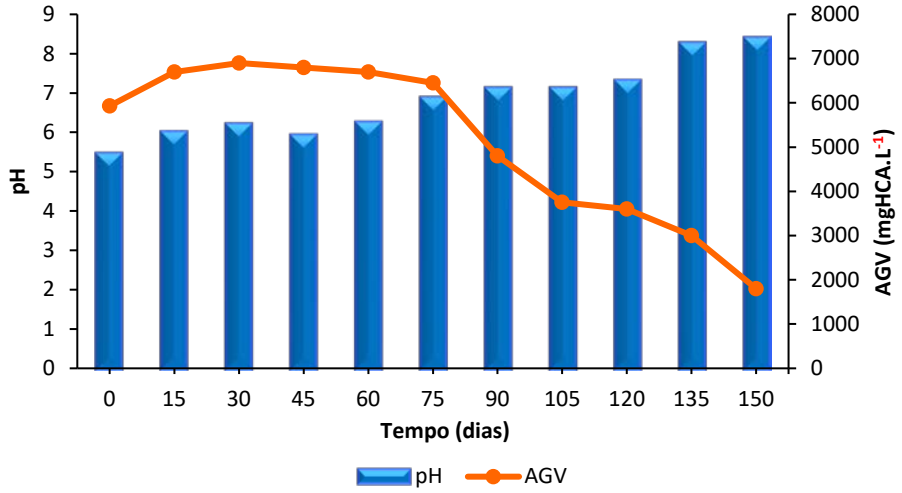


Figura 2. Evolução temporal do pH

Na Figura 2, nota-se ainda que, após t=60 dias, o pH do lixiviado tendeu à neutralidade e basicidade, variando com valores entre 6.9 e 8.4. Durante esse período, as concentrações de AGV decaíram significativamente, sendo determinados valores entre 1800 e 4800 $mgH_{AC}.L^{-1}$. Com base nisso, pode-se inferir que, possivelmente, o processo biodegradativo dos RSU aterrados na C3 transitou para a fase metanogênica de degradação.

Essa transição de fases, ocorreu devido as *archeas* metanogênicas consumirem os ácidos produzidos no início do processo degradação dos RSU, elevando naturalmente o pH na massa de resíduos e, consequentemente, no lixiviado gerado (Ribeiro *et al*., 2016). Cabe destacar que, o curto período (em torno de 60 dias) registrado entre a transição da fase ácida para a metanogênica pode estar associado, principalmente, as condições meteorológicas e operacionais na área do ASCG, visto que, esse Aterro situa-se no Semiárido Brasileiro, caracterizado por ter uma baixa pluviometria e uma alta insolação. Devido a essa baixa pluviometria, fez-se a recirculação de lixiviado, visando a umidificação dos RSU aterrados e o favorecimento do processo biológico. Dessa forma, foram fornecidas condições ambientais adequadas (temperatura e umidade) para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios responsáveis pela biodegradação dos resíduos depositados na C3.

Apesar de ocorrer essa transição de fases no processo anaeróbio de biodegradação dos RSU, é importante enfatizar que, tais fases anaeróbias (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênse) acontecem de forma simultânea nos aterros, pois diariamente são depositados resíduos novos. Na prática, uma determinada fase predomina em relação a outra.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Na fase ácida de degradação biológica dos RSU (valores ácidos de pH), indicadores como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), AGV e metais apresentam altos teores no lixiviado (Gomes, 2017). Dessa forma, a toxicidade do lixiviado, durante esse período, se dá especialmente, pelas elevadas concentrações de metais inerentes a esse subproduto (Contrera *et al*., 2014). Já em condições básicas de pH, o potencial tóxico do lixiviado, ocorre em virtude dos altos teores de alcalinidade total (AT) e de NAT na sua forma não ionizada (NH_3) e, ainda, devido aos compostos recalcitrantes no lixiviado (Gomes, 2017).

Nitrogênio amoniacal total (NAT)

O nitrogênio amoniacal total (NAT) é formado pelo somatório de duas formas de amônia: a ionizada e não tóxica, denominada de íon amônio (NH_4^+), e a não ionizada e tóxica, conhecida por amônia gasosa ou livre (NH_3) (Von Sperling, 2014). Na Figura 3, são ilustradas as concentrações de NAT, ao longo do tempo de monitoramento, para o lixiviado resultante da biodegradação dos RSU depositados na C3.

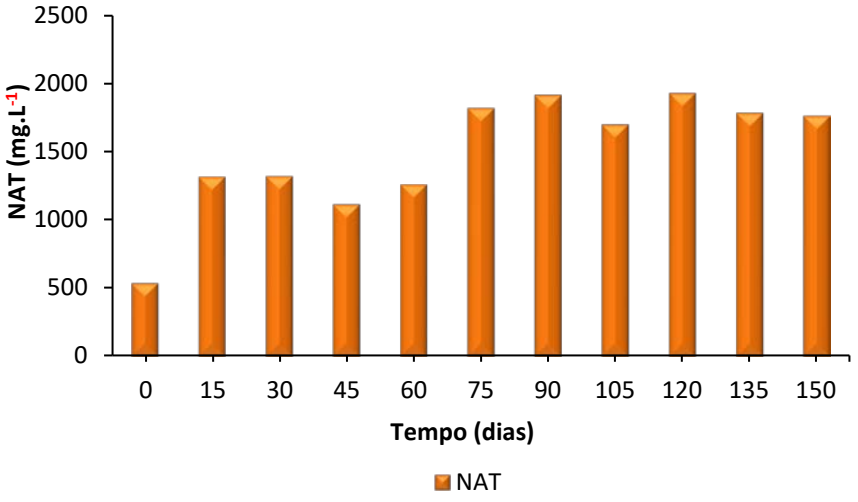


Figura 3. Concentrações de nitrogênio amoniacal total ao longo do tempo

De acordo com a Figura 3, verifica-se que durante o período de monitoramento, as concentrações de NAT no lixiviado, demostraram um comportamento crescente com valores mínimo e máximo de 540 e 1932 mgN-NH_3.L^{-1} e um valor médio de 1497 mgN-NH_3.L^{-1}. Tais resultados (mínimo, máximo e médio) ficaram dentro da faixa máxima (0.4 a 3000 mgN-NH_3.L^{-1}) de concentrações determinadas em lixiviados de aterros sanitários brasileiros (Souto e Povinelli, 2007).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Ainda com base na Figura 3, observa-se que, até os 60 dias (t=60) de monitoramento, foram obtidos os menores teores de NAT e, após os 75 dias, em que o pH do lixiviado tornou-se básico e o processo degradativo transitou para a fase metanogênica, as concentrações desse indicador se elevaram. Segundo Castilhos Jr. *et al.* (2003), altas concentrações de NAT durante a fase metanogênica de degradação são típicas em aterros sanitários.

No lixiviado, a toxicidade do NAT varia em função dos indicadores pH e temperatura. Nesse sentido, quando o pH do meio está em torno da neutralidade, praticamente todo NAT apresenta-se na forma ionizada (NH_4^+), já quando o pH encontra-se em torno de 9.2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre (NH_3) e 50% na forma de íon amônio (NH_4^+). Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa (Campos *et al*., 2010; Von Sperling, 2014).

Diante disso, o pH aferido para o lixiviado em análise apresentou valores entre 5.48 e 8.41 (Figura 2). Conforme esses valores, pode-se constatar que, desde t=0 a t=150 dias, houve uma maior predominância no lixiviado, da presença do íon amônio (NH_4^+), ou seja, a forma não tóxica do NAT. No entanto, as concentrações de NAT, ao longo de todo o monitoramento, excederam o limite máximo permitido estabelecido na Resolução n. 430, que é 20 mgN-NH_3.L^{-1} (CONAMA, 2011). Assim, caso esse lixiviado seja lançado inadequamente em um corpo receptor diversos impactos negativos podem ser causados ao meio ambiente e à saúde da população.

Metais

As concentrações de ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cromo (Cr), mensuradas no lixiviado gerado pela C3 do ASCG, correspondentes aos meses de junho a novembro do ano de 2016, encontram-se ilustradas nas Figuras 4A a 4D.

Avaliando a Figura 4, percebe-se que as concentrações de Fe e Mn (Figura 4A e 4B) foram elevadas quando comparadas com os teores dos demais elementos analisados (Figuras 4C e 4D), sendo o Fe o metal mais abundante, com teor máximo de 172 mg.L^{-1} e mínimo de 5.3 mg.L^{-1}. A alta disponibilidade de Fe no lixiviado (t=0 até t=60), ocorreu em função desse elemento ter uma elevada solubilização em condições ácidas de pH.

De maneira geral, verifica-se uma redução nas concentrações dos metais Fe, Mn e Cr, com o decorrer do tempo. Esta redução pode estar associada à evolução natural do processo de biodegradação dos RSU aterrados na C3. Comportamentos semelhantes ao verificado neste estudo, foram observados por autores como Vieira Neto *et al*. (2014) e Silva (2016) ao analisarem teores de metais no extrato lixiviado dos RSU da cidade de Campina Grande-PB oriundos de um biorreator que simulava uma célula real de aterro sanitário. Em relação ao elemento Zn, nota-se que, após t=105 dias, houve um leve aumento em suas concentrações, que pode estar associado a heterogeneidade do lixiviado.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

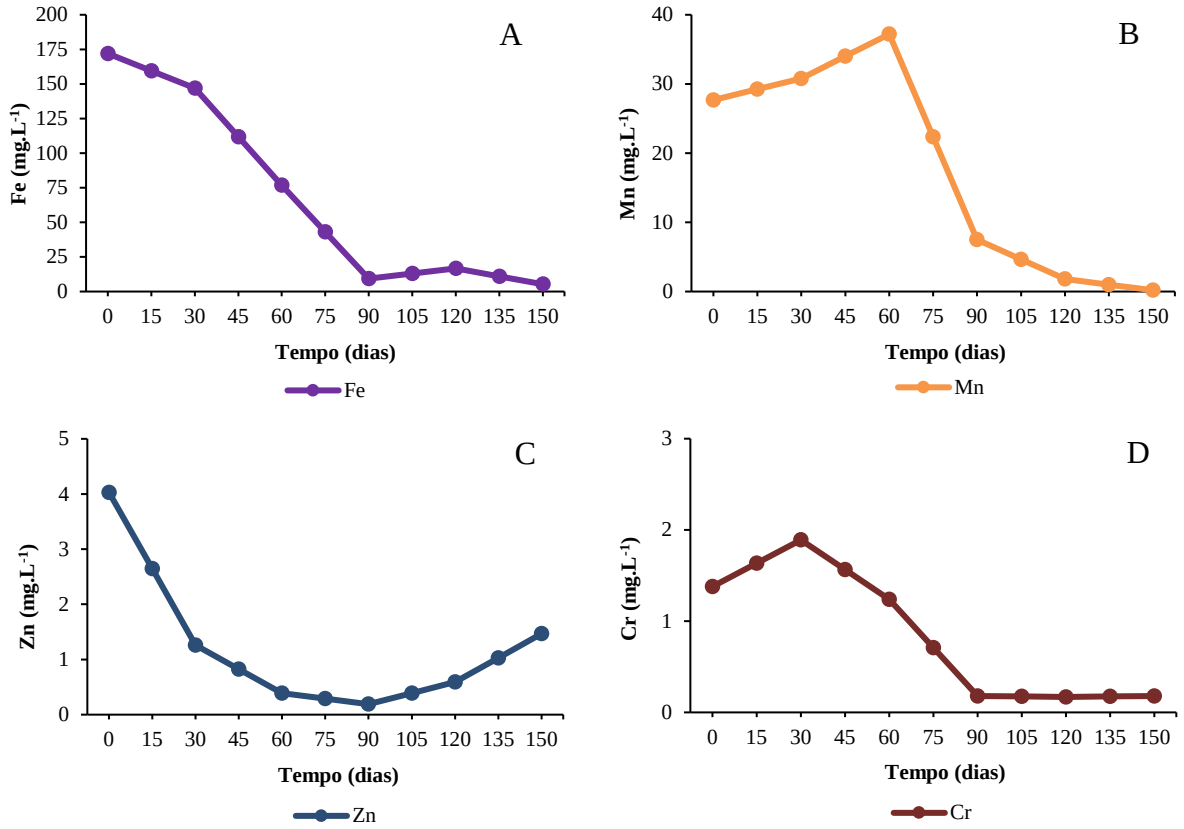


Figura 4. Concentrações de metais no lixiviado do ASCG com o decorrer do tempo: A) Ferro; B) Manganês; C) Zinco; e D) Cromo

Assim, devido os metais analisados terem uma alta solubilidade em pH ácido, o potencial tóxico do lixiviado durante a fase de fermentação ácida, tende a ser elevado; já quando o pH encontra-se entre a neutralidade e basicidade, ou seja, na fase metanogênica de degradação, os metais tendem a se precipitarem na massa de resíduos, ocorrendo uma redução de seus teores no lixiviado, portanto, tornando-os menos tóxico (Gomes, 2017; Riguetti *et al*., 2015).

Dentre os elementos analisados, o ferro, o manganês e o chumbo, durante parte do monitoramento, principalmente quando o pH do lixiviado encontrava-se ácido, apresentaram concentrações em desacordo com os valores máximos permitidos da Resolução n. 430 (CONAMA, 2011), que são 15 $mg.L^{-1}$, 1.0 $mg.L^{-1}$ e 0.5 $mg.L^{-1}$, respectivamente, representando risco para o meio ambiente e à saúde pública. Embora esses metais tenham apresentado teores acima do estabelecido pela supracitada Resolução, ressalta-se que suas concentrações encontram-se dentro das faixas típicas verificadas em aterros sanitários, conforme Baun e Christensen (2004) e Kjeldsen *et al*. (2002).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Tratamento estatístico

Na Tabela 2, encontra-se apresentada a matriz de correlação obtida para os indicadores pH, AGV, NAT e metais (Fe, Mn, Zn e Cr). A aplicação desse método teve por objetivo obter correlações estatísticas entre tais indicadores ao longo do tempo de monitoramento.

Tabela 2. Matriz de correlação dos indicadores analisados no lixiviado

Variáveis	Tempo	pH	AGV	NAT	Fe	Mn	Zn	Cr
Tempo	1							
pH	0.9622	1						
AGV	-0.8825	-0.8869	1					
NAT	0.8174	0.8073	-0.5785	1				
Fe	-0.9438	-0.8714	0.7621	-0.8674	1			
Mn	-0.8688	-0.8762	0.9386	-0.7346	0.8213	1		
Zn	-0.5718	-0.4469	0.1575	-0.7441	0.7122	0.2776	1	
Cr	-0.8947	-0.8453	0.8578	-0.7723	0.9396	0.9254	0.4607	1

Legenda: pH – potencial hidrogeniônico; AGV – ácidos graxos voláteis; NAT – nitrogênio amoniacal total; Fe – ferro; Mn – manganês; Zn – zinco; Cr – cromo.

De maneira geral, observando a Tabela 1, verifica-se que entre as correlações obtidas, aquelas consideradas fortes (valores iguais ou superiores a 0.70), segundo Dancey e Reidy (2013), representaram uma porcentagem de 78.60% em relação ao total de correlações obtidas, com valores máximos na ordem de +0.96 e -0.94.

Percebe-se, ainda, que a variável tempo se correlacionou fortemente com todas as variáveis, exceto com o Zn, indicando ser um fator importante na variabilidade do efeito tóxico do lixiviado e denotando correlação forte positiva com o parâmetro pH e NAT. A correlação com o pH se explica pelo fato de que com o decorrer do tempo, esse indicador tende a aumentar devido à evolução natural do processo de biodegradação dos RSU depositados na C3, tornando o lixiviado menos tóxico em virtude dos metais se precipitarem na massa de RSU. A precipitação é ocasionada pelo tamponamento do meio, fazendo com que os metais tenham uma menor mobilidade e disponibilidade, tornando-os assim, menos perigosos (Gomes, 2017). Já para os metais Fe, Mn e Cr foram constatadas correlações fortes negativas em relação ao tempo. Estes resultados demonstram uma redução em suas concentrações com o passar do tempo, fato que pode ser observado na Figura 4.

Quanto ao indicador AGV, contatou-se correlações fortes negativas com o tempo e pH; e correlações fortes positivas com os metais Fe, Mn e Cr. Isso decorreu pelo fato dos AGV

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

contribuírem para a obtenção de valores ácidos de pH, que estão diretamente ligados a solubilização, mobilidade e disponibilidade dos elementos metálicos (Fe, Mn e Cr) no meio. Sendo assim, à medida que os RSU são biodegradados no interior do Aterro, estes passam por fases que definem o seu estágio de decomposição, bem como, a predominância de alguns substratos em relação a outros. É no início do processo de biodegradação, que predomina a fase ácida, ou seja, devido à grande geração de AGV o pH decresce, apresentando valores ácidos, como observado na Figura 2, e as concentrações dos metais analisados são elevadas (Figura 4). Contudo, os AGV são oxidados pelas bactérias acetogênicas em substrato apropriado para as *archeas* metanogênicas, e, com isso, suas concentrações são reduzidas, o pH elevado e os metais menos solubilizados e disponíveis no meio, reduzindo, assim, os seus teores no lixiviado.

Observa-se também correlação forte negativa entre as variáveis Fe, Mn e Cr em referência ao pH, evidenciando uma diminuição nos teores desses metais à medida que o pH do lixiviado tornou-se básico.

A variável NAT apresentou correlação forte positiva com o pH; e forte negativa com todos os metais analisados. Com base na correlação positiva, é possível constatar um aumento nas concentrações do NAT à medida que o pH do meio elevou-se. Em relação às correlações negativas, percebe-se uma redução nos teores de todos os metais conforme as concentrações de NAT aumentaram. Esse fato está associado ao tamponamento do meio, pois a partir da degradação de proteínas nos RSU, são geradas concentrações significativas de bicarbonato de amônio, as quais elevam os teores de NAT e contribuem para aumentar a alcalinidade total do meio, e, dessa maneira, para tamponar o sistema e elevar o pH no interior da massa de RSU e no lixiviado, precipitando assim, os metais avaliados.

Nota-se ainda, na Tabela 2, que praticamente todos os metais analisados apresentaram entre si correlações fortes positivas. Tais correlações denotam um comportamento, ao longo do tempo, similar entre os elementos Fe, Mn, Zn e Cr. No início do monitoramento (t=60 dias), em que os RSU supostamente encontravam-se na fase ácida de degradação, esses elementos apresentaram concentrações mais elevadas, contribuído com maior intensidade para a toxicidade do meio interno e externo. Entretanto, à medida que o pH foi elevando-se (após t=60 dias), os teores desses metais tenderam a um decaimento, apresentando concentrações inferiores às estabelecidas na Resolução n. 430 do CONAMA. Porém, os teores de NAT aumentaram com o aumento do pH, denotando concentrações superiores a 1700 mgN-NH_3.L^{-1}, as quais chegaram a ser aproximadamente 97 vezes maiores que as explicitas na referida Resolução. Portanto, caso esse lixiviado seja lançado indevidamente no meio ambiente (*in natura* ou tratado inadequadamente), pode causar toxicidade ao meio ambiente, principalmente, aos corpos hídricos receptores, pois devido a amônia ser tóxica, existem espécies de peixes que não toleram concentrações acima de 5 mgN-NH_3.L^{-1} (Piveli, 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Conclusões

Os indicadores pH, AGV e metais exerceram influência no potencial tóxico do lixiviado, visto que quando o lixiviado encontrava-se ácido, devido às altas concentrações de AGV produzidas no meio, foram determinados elevados teores de Fe, Mn, Zn e Cr, tornando esse líquido mais tóxico; no entanto, quando as concentrações de AGV reduziram, o pH tendeu a neutralidade e basicidade, e, consequentemente, houve um decaimento nos teores do Fe, Mn, Zn e Cr, diminuindo, dessa maneira, o potencial de toxicidade do lixiviado em relação aos metais estudados.

As concentrações de NAT no lixiviado, supostamente, não causaram toxicidade ao processo biodegradativo dos RSU depositados na Célula 3, contudo, tais concentrações foram consideradas tóxicas para o meio ambiente, principalmente, para os corpos receptores.

De modo geral, o lixiviado apresentou potencial tóxico, principalmente até t=60 dias de monitoramento, representando risco ao meio ambiente e à saúde da população.

A análise estatística validou os resultados obtidos, indicando que as variáveis tempo e pH foram as que mais influenciaram os teores dos metais que contribuíram para a variação da toxicidade do lixiviado.

Referências

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997) *NBR 13.896:* Aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação, Rio de Janeiro.

APHA, AWWA, WEF. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater,* 22 ed., Washington: Ed. APHA, 1496 pp.

Araújo, E.P. (2015) *Monitoramento de células experimentais de resíduos sólidos urbanos quanto a aspectos físico-químicos e microbiológicos*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Departamento de Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Campina Grande, 122 pp.

Baun, D.L., Christensen, T.H. (2004) Speciation of heavy metals in landfill leachate: A review, *Waste Management & Research,* **22**(1), 2004, 3-23. https://doi.org/10.1177/0734242X04042146

Belevi, H.; Baccini, P. (1989) Long-term behavior of municipal solid waste landfills, *Waste Management & Research*, **7**(1), 1989, 43-56. https://doi.org/10.1016/0734-242X(89)90007-4

Budi, S., Suliasih, B.A., Othman, M.S., Heng, L.Y., Surif, S. (2016) Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant, *Waste Management,* **55** (1), 231-237. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022

Campos, D.C., Leite, V.D., Lopes, W.S., Ramos, P.C.A. (2010) Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado, *TECNO-LÓGICA*, **14**, (2), 52-60.

Castilhos Jr. A.B., Medeiros, P.A., Firta, I.N., Lupatini, G., Silva, J.D. (2003), Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In Castilhos Jr. A.B. (Eds.), *Resíduos sólidos urbanos*: aterro sustentável para municípios de pequenos portes, ABES, RIMA, Rio de Janeiro, 19-50.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J.; Heron, G. (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied geochemistry*, **16**(7), 659-718. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011) *Guia nacional de coleta e preservação de amostras:* água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos, São Paulo: Ed. CETESB, 327 pp.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2011) Resolução n. 430*, Diário Oficial da União*. Brasília, 16 de maio 2011. Acesso em: 06 de fevereiro de 2017, disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646

Contrera, R.C., Cruz S.K.C., Morita, D.M., Domingues R.J.A., Zaiat, M., Schalch, V. (2014) First-orderkinetics of landfill leachate treatment in a pilot-scale anaerobic sequence batch biofilm reactor, *Journal of environmental management*, **145**, 385-393. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.013

Dancey, C.P.; Reidy, J. (2013) *Estatística sem matemática para psicologia*, 5 ed., Porto Alegre: Penso, 608 pp.

Gomes, N.A. (2017) *Análise da toxicidade do lixiviado gerado em uma célula do aterro sanitário em Campina Grande-PB*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 88 pp.

Gomes, N.A., Almeida, M.V.A., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Oliveira, R. D. (2018) Influência de parâmetros físico-químicos na composição de constituintes tóxicos em lixiviado de aterro sanitário. Matéria (Rio de Janeiro), **23**(3). https://doi.org/10.1590/s1517-707620180003.0489

INSA, Instituto Nacional do Semiárido (2013) *O semiárido brasileiro*: Riquezas, diversidade e saberes, 1 ed., Campina Grande: Ed. INSA/MCTI, 39 pp.

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. https://doi.org/10.1080/10643380290813462

Mannarino, C.F., Ferreira, J.A., Moreira J.C. (2011) Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública: Revisão bibliográfica, *Caderno de Saúde Coletiva*, **19**(1), 11-19.

Matejczyk, M., Płaza, G.A., Nałęcz-Jawecki, G., Ulfig, K., Markowska-Szczupak, A. (2011). Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates, *Chemosphere*, **82**(7), 1017-1023. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.066

Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Araújo, J.M.D., Andrade, M.A.G.D. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23 Anais...* Campo Grande: ABES, 2005, p. 1-7.

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. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002

Oller, I., Malato, S., Sánchez-Pérez, J.A. (2011) Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: A review, *Science of the total environment*, **409**(20), 4141-4166. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.08.061

Pivelli, R.P. (2011) *Nutrientes: Compostos de Nitrogênio e Fósforo em águas*. Notas de aula. 18pp.

Ribeiro, L.D.S., Silva, A.D.S., Alves, F.D.S., Melo, M.C.D., Paiva, W., Monteiro, V.E.D. (2016) Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB), Engenharia Sanitária e Ambiental, **21** (1), 1-9. https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100110157

Riguetti, P.F., Cardoso, C.A.L., Cavalheiro, A.A., Lenzi, E., Fiorucci, A.R., Silva, M.S. (2015) Manganês, zinco, cádmio, chumbo, mercúrio e crômio no chorume de aterro sanitário em Dourados, MS, Brasil, *Revista Ambiente & Água*, **10**(1), 153-163. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1538

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77050
Vol. 15, No.1, 139-153
6 de abril de 2022

Silva, A.S. (2012) *Avaliação da toxicidade dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 129 pp.

Silva, A.S. (2016) *Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Campina Grande, 155 pp.

Silva, A.S., Ribeiro, L.S., Paiva, W., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D. (2015) Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, *Revista Matéria*, **20**(4), 840-851. https://doi.org/10.1590/S1517-707620150004.0091

Silva, E.M. (2015) *Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Campina Grande, 81 pp.

Souto, G D.B., Povinelli, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitário e Ambiental, 24 Anais*... Belo Horizonte: ABES, 2007, p. 1-7.

Słomczyńska, B., Słomczyński, T. (2004). Physico-chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills, *Polish Journal of Environmental Studies*, **13**(6), 627-637.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993) *Integrated solid waste management***:** engineering principle sand management issues, McGraw-Hill Science/Engineering/Math, 978 pp.

Tengrui, L., Al-Harbawi, A.F., Bo, L.M., Jun, Z., Long, X.Y. Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor, *American Journal of Applied Sciences*, **4**(4), 211-214.

Vieira Neto, J.M., Bezerra, E.B.N., Melo, M.C., Monteiro, V.E.D. (2014) Estudo do comportamento de metais em um lisímetro de resíduos sólidos urbanos, *Revista Ciência e Tecnologia*, **17**(31), 54-66.

Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos,* 1 ed., Belo Horizonte: Ed. DESA/UFMG, 470 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

INCORPORATION OF TANNERY WASTE AND SUGARCANE BAGASSE ASH IN SOIL–CEMENT BRICKS

Victória D'Oliveira de Araújo [1]
Vinicius Alves Martins [1,2]
Priscila Sabioni Cavalheri [1]
Leandro Honório [2]
Priscila de Morais Lima [1,3]
* Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho [1,2]

Recibido el 24 de septiembre de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

Seeking to use wastes disposed in the environment by incorporating them into low environmental impact materials, the study aimed to analyze the effect of using sugarcane bagasse ash and leather dust generated in tanneries in soil–cement brick mixtures. The experiment involved the characterization of used soil mixtures in various ratios, brick molding, and the analysis of performance parameters after an assessment of the material microstructure and heavy metal leaching (chromium). The comprehensive strength against compression decreased with an increasing ratio of waste in the mixtures, where mixtures containing 5.56% ash ratio reached a maximum of 2.52 MPa, and those with leather dust reached 3.69 MPa for the same ratio. Microscopically generated images with a scanning electron microscope indicated differences in the internal structure of the bricks, where ash joined the soil–cement structure whereas the leather dust remained inert and separated from the soil cement composite. Leached hexavalent chromium values were below 0.06 mg.L^{-1} for up to 20% waste, which, according to the NBR 10005 standard, does not pose any health risks. Following the acceptable standards, up to 7.14% by volume of sugarcane bagasse ash can be incorporated into bricks without any harm in relation to the standards. Leather dust indicated usage potential of up to 14.29% in the analyzed mixtures.

Keywords: waste; sustainability; construction materials.

[1] Department of Civil, Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University – UCDB, Brazil.
[2] Faculty of Engineering, Architecture and Urbanism and Geography, Federal University of Mato Grosso do Sul – UFMS, Brazil.
[3] Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Sciences – SLU, Sweden.
* *Corresponding Author:* Department of Civil, Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University – UCDB. Av. Tamandaré, 6000 - Jardim Seminario. Campo Grande - MS, Brasil, 79117-900. Email: fernando@ucdb.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Introduction

Inadequate solid waste management is one of the elements contributing to pollution in developing countries. The poor disposal and handling of rejected material cause ecosystem degradation and compromise the population's health and well-being (Saha, 2013). According to Świąder *et al.* (2010), cities constantly face economic and environmental problems, and better waste management could contribute positively to the environment, improving health and generating income for the population.

In the same vein, civil construction activities also affect the environment and directly or indirectly contribute to its deterioration. Methods that cause less environmental impact have been developed in this regard, seeking to promote sustainable development (Umar *et al.*, 2012).

The leather industry has a high polluting potential owing to the generation of solid waste and wastewater, and the release of gases produced during the tanning stage (Santos *et al.*, 2015a). The tanning process involves addition of chemical substances to improve the durability and physical characteristics of the leather products (Matos *et al.*, 2014). The most commonly used additive in such cases is chromium basic sulfate, used in approximately 80-90% of tanneries (Teixeira *et al.*, 2015a). These chromium III salts used as mineral additives result in wet blue leather, which is the name given to leather that contains chrome (Cassano *et al.*, 2003).

The solid waste generated in the leather making process comes from various chemical discharges, large pieces of leather cuttings, trimmings, and fleshings. Therefore, the proper management of this waste is a worldwide concern, owing to its possible chromium toxicity (Pavin *et al.*, 2017). Most waste elimination methods involve disposal or incineration, which negatively affect the environment. In an environmentally aware era, development of processes that enable the reuse of tannery waste is of great importance (Shouhui *et al.*, 2018).

Sugarcane production is also in the spotlight when discussing waste generation, as 140 kg of bagasse is produced for each ton of processed sugarcane (Melati *et al.*, 2017). The bagasse produced from sugarcane cultivation is a lignocellulosic waste and quite prevalent in Brazilian farming. Cultivation occurs principally for extracting sucrose, which is then used as raw material for sugar and ethanol production. Brazil is the world's largest sugarcane producer, followed by India, China, and Thailand.

Sugarcane bagasse, the leftover fibrous matter from sugarcane milling, can be used for energy production. The use of agricultural and organic waste for energy production is a strategy with great potential for generating renewable energy, and reducing waste disposal and environmental pollution (Teixeira *et al.*, 2015b). However, a few residues, such as the ash generated, when not applied to the soil, is a residue that requires suitable disposal.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

The goal of using sustainable development to provide a safe environment for the population can be achieved by using ecological construction materials. Research on the use of sustainable materials in construction seeks alternative methods for the reuse of diverse wastes, aiming to reduce noxious gas emissions and propose affordable housing for low-income populations (Al-Jabri *et al.*, 2017).

The use of soil–cement bricks is one of the technologies that can preserve the environment and avoid the scarcity of natural resources. When combined with waste use, it helps reduce disposed materials, as well as the cost of construction (Reis *et al.*, 2018). Soil–cement bricks are composed of soil, Portland cement, and water (ABNT, 2012a), with soil as the main component that exerts a large influence on the strength and durability of the constructed blocks.

Silva *et al.* (2014) studied the incorporation of ceramic waste into soil–cement bricks. Their experimental results indicated that its addition was promising and fulfilled the standard requirements for use in non-structural masonry. The best values in the compressive test were achieved with 12% cement and 4% waste incorporation. Paschoalin Filho *et al.* (2016) developed soil–cement bricks by adding polyethylene terephthalate (PET) flakes and after testing the samples in terms of comprehensive strength against compression and water absorption, obtained comprehensive strength values lower than the minimum recommended standards and water absorption rates close to the established Brazilian standards. Contributing to the sustainability of the construction and foundry industries, Leonel *et al.* (2017) analyzed the viability of incorporating discarded foundry sand into soil–cement brick manufacturing. They assessed bricks prepared with 10% cement, 0% to 65% foundry sand, 0% to 25% commercial sand, 25% to 60% clay, and 15% to 30% gravel dust. The results indicated acceptable rates in bricks with the addition of foundry sand combined with gravel dust, which reduced the water absorption and maintained their comprehensive strength.

Moreover, modern material science has retained its focus on the properties-microstructure relation. The progress in this field resulted in the establishment of the principle that properties originate in the internal microstructure, and that relation influences strength, dimensional stability, and durability (Mehta and Monteiro, 2008). Quantification is one of the several methods to evaluate the durability of a material, by testing its mass loss and dimensional variation. A dimensional analysis is essential to verify that the incorporation of the residue does not affect the standard measures of brick production, that is, the quality and durability is maintained, without breaking, cracking, crumbling, etc. De Macêdo Reis *et al.* (2018) and França *et al.* (2018) performed these analyses, unlike several other researchers; however, it is important to include them with studies that researched the addition of residues.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Another important point is to evaluate whether the use of waste, such as from tanneries, in soil–cement brick production, ends up causing the leachate of toxic composites from the generated waste to reach the population in different addition ratios (Juel *et al.*, 2017).

In light of the foregoing, in the present study, we sought to evaluate the effect of using sugarcane bagasse ash and leather dust in soil–cement bricks. For this investigation, we included the dimensional analysis of the produced material, with an analysis of the composite microstructure and heavy metal (Cr), to promote its reuse as an alternative and add value to the waste.

Materials and method

The study was conducted using wastes such as sugarcane bagasse ash and leather dust and incorporating them into soil–cement bricks. The waste materials were used in different proportions and tested according to the Brazilian standards.

The laboratory analyses in this study followed those performed by Barbosa *et al.* (2019), which also used Brazilian standardization (NBRs from the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT)) to assess the soil–cement bricks with the incorporated waste. The evaluation performed for the bricks containing sugarcane bagasse ash and leather dust also included the dimensional analysis of the produced material, the investigation of the composite microstructure and heavy metal (Cr).

Materials

Soil was collected in Campo Grande/MS, and Portland CP V-ARI cement - NBR 16697 (ABNT, 2018), was used as the binder, based on the reference values of Uliana *et al.* (2015), utilizing the chemical composition provided in Table 1.

Table 1. Chemical composition of the soil.

Component	SiO_2	CaO	MgO	Al_2O_3	Fe_2O_3	K_2O	Loss on ignition
Percentage	18.65%	63.72%	0.75%	4.91%	2.97%	0.80%	3.84%

The sugarcane bagasse ash was sourced from burnt sugarcane in a mill located in the vicinity of the Costa Rica/MS municipality. It was used in mixtures with the parcel size passing through a 4.75 mm mesh sieve. The mineralogical composition of the sugarcane bagasse ash was obtained with X-ray refraction, as shown in Table 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Table 2. Chemical composition of the sugarcane bagasse ash according to Schettino and Holanda (2015).

Component	SiO_2	CaO	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	SO_3	P_2O_5	MnO
Percentage	85.55%	4.05%	0.20%	2.29%	1.21%	2.28%	3.01%	0.08%

Wet blue leather dust sample was sourced from a tannery located in Campo Grande/MS. The chemical characterization of wet blue leather was performed by Oliveira *et al.* (2008) and is presented in Table 3.

Table 3. Chemical composition of wet blue leather dust according to Oliveira *et al.* (2008).

Component	Unit	Value
N	%	10.40
P	%	1.00
K	mg kg^{-1}	0.15
Ca	mg kg^{-1}	0.60
Mg	mg kg^{-1}	0.44
S	mg kg^{-1}	12.00
Fe	mg kg^{-1}	133.00
Mn	mg kg^{-1}	2.00
Zn	mg kg^{-1}	5.00
Cr	mg kg^{-1}	27,150.00

Characterization of soil, sugarcane bagasse ash, and leather dust

Soil samples were prepared according to NBR 6457 (ABNT, 2016a), with natural drying and subsequent grain dimension reduction. The granulometric analysis was performed following the procedure described in NBR 7181 (ABNT, 2016d), and was implemented by sieving with sedimentation.

The liquid limit (LL) was established through a laboratory test following NBR 6459 (ABNT, 2016b) standards, using a liquid limit determination device. The plasticity limit was determined with the execution technique exposed in NBR 7180 (ABNT, 2016c) and its determination is fundamental to obtain the plasticity index (PI).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

The LL is defined as the moisture content equivalent to 25 strokes represented in the mean straight, identified as 32%. As the plasticity rate is the difference between the two limits, we obtained a PI of 10%, considering a 22% plasticity limit. The LL satisfied the NBR 10833 standard requirement (ABNT, 2012c), which recommends soils with LL lower than or equal to 45%. The plasticity rate also showed values in accordance with NBR 10833, where the PI must be lower or equal to 18%.

The compaction experiment was performed with a Proctor cylinder based on NBR 7182 (ABNT, 2016e). We determined the optimum moisture, which is described in percentage and represents the quantity of water to be added to the mixture of soil–cement bricks. The meeting point of tangent straights with the curve resulted in an optimum moisture equivalent to 18.10%. Although there may be certain changes in optimum moisture, a suitable trace was used for the soil in the region, and only the percentage of incorporation of the residues varied. In practice, this facilitates the manufacturing. Even though it is possible to find the optimum moisture for each mix, technically this can cause manufacturing errors with another variable in the process. This variation is shown later (Table 4), where the control was 1/6 and 1/8, with the cement proportion maintained constantly at 1 and the proportion of the soil decreased (5.5, 5.0, 4.5), and the remainder was the added residues (bagasse ash and leather dust). This process was adopted based on practice and the methodology of Barbosa *et al.* (2019).

The soil met the granulometric parameter established by NBR 10833, which recommends using soils with 100% particles passing through a 4.75 mm mesh sieve and 10-50% passing through a 0.075 mm sieve.

For the soil used in our experiment, 100% and 43.23% grains passed through the 4.75 mm and 0.075 mm mesh sieves, respectively, and the soil was classified as clayey silty sand.

Similarly, 100% and 0.9% leather particles passed through the 4.75 mm and 0.075 mm mesh sieves, respectively. Furthermore, 100% and 97.2% of sugarcane bagasse ash also passed through the 4.75 mm and 1.18 mm meshes, respectively.

Manufacture and cure of bricks

Standard ratios were used, and residues were incorporated into the soil parcel in different percentages, according to Table 4. Preliminary studies were performed for the soil used, and a base ratio from 1/6 to 1/8 was found. The waste incorporation was based on an appropriate proportion range that satisfied the Brazilian normative parameters.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Table 4. Variables assessed for soil–cement bricks manufacture with sugarcane bagasse ash and leather dust.

Variable 1	Cement + Soil (CS)					
	CS 16			CS 18		
Ratio	1/6			1/8		
Dry mass (kg)	0.4/2.6			0.3/2.7		
Variable 2	Cement + Soil + Sugarcane bagasse ash (CSB)					
	CSB 61	CSB 62	CSB 63	CSB 81	CSB 82	CSB 83
Ratio	1.0/5.5/0.5	1.0/5.0/1.0	1.0/4.5/1.5	1.0/7.5/0.5	1.0/7.0/1.0	1.0/6.5/1.5
Dry Mass (kg)	0.4/2.4/0.2	0.4/2.1/0.4	0.4/1.9/0.7	0.3/2.5/0.2	0.3/2.4/0.3	0.3/2.2/0.5
Variable 3	Cement + Soil + Leather dust (CSL)					
	CSL 61	CSL 62	CSL 63	CSL 81	CSL 82	CSL 83
Ratio	1.0/5.5/0.5	1.0/5.0/1.0	1.0/4.5/1.5	1.0/7.5/0.5	1.0/7.0/1.0	1.0/6.5/1.5
Dry mass (kg)	0.4/2.4/0.2	0.4/2.1/0.4	0.4/1.9/0.7	0.3/2.5/0.2	0.3/2.4/0.3	0.3/2.2/0.5

The brick manufacturing process followed the specific requirements provided in NBR 10833 (ABNT, 2012c), and the soil–cement mixture was created manually. Cement was added to the previously prepared soil, harrowed and sieved, and mixing was performed after adding water until homogeneity was obtained.

Eco Premium 2600 CH MA (Eco Máquinas) machine was used for brick production. The mixture was inserted into the machine compartment immediately after preparation and pressed. After pressing, the bricks were placed in a humid chamber to guarantee the necessary cure recommended by NBR 10833 (ABNT, 2012c).

According to Kharun and Svintsov (2017), comprehensive strength against compression depends on not only the quantity of cement in the mixture, but also the temperature and moisture conditions of the cure.

Tests were performed with ten bricks according to NBR 8491 (ABNT, 2012a). Then, seven, three, and all ten specimens were subjected to a compression test, water absorption test, and dimensional analysis, respectively, as per NBR 8492 recommendations (ABNT, 2012b).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Characterization of soil–cement bricks

Dimensional analysis, comprehensive strength to compression, and water absorption

We performed a dimensional analysis on ten bricks, in consonance with NBR 8491, with the aid of a digital caliper. Three determinations were performed at distinct points on each face, one at each extremity, and one at the center.

A simple compression test was performed according to NBR 8492. The machine used for the compression test (Forney hydraulic press, F-502F-CPILOT model) applied 500 ± 50 N/s uniform load, which was gradually increased until rupture.

The water absorption percentage was determined as stated in NBR 8492. The three test objects were tested by placing them in a 105 ± 5 °C temperature greenhouse for preliminary moisture removal. The moisture-free samples were first weighed and then immersed in an immersion tank for the second weighing, which represents the mass of soil–cement + water bricks after saturation, for a pre-set period of 24 h.

The entire calculation procedure is described in NBR 8492. The results of dimensional analysis are expressed in millimeters (mm), simple compression tests in megapascals (MPa), and water absorption in percentage (%).

Analysis of microstructure

A microstructure analysis of soil–cement bricks with the incorporation of sugarcane bagasse ash and leather dust was conducted with a scanning electron microscope (JEOL, JSM-6380LV model), fabricated in Tokyo, Japan, belonging to Multilam INFI/UFMS.

In scanning electron microscopy, the target region is irradiated with a small beam of electrons to obtain its topographic, morphological, and surface composition information (Choudhary and Malik, 2017).

Because the material was not conductive to the electric current, the brick samples were first treated to allow them to be analyzed with SEM. Finally, through images generated during the process, the microstructure of soil–cement bricks (CS) and those with waste, CSB, and CSL, were analyzed by comparing their constituent parcels and identifying their structural organization.

Analysis of hexavalent chromium

Total chromium and Cr^{+6} (hexavalent) in the the soil–cement brick test objects incorporated with 10% and 20% tannery waste (leather dust) was determined in agreement with the NBR 10005 methodology (ABNT, 2004). The technically feasible percentages for incorporating these residues vary between 10% and 20%; therefore, by applying these two values allows us to know if it exceeds the limit and is safe for those using this material. The experiment entailed leaving the waste immersed in distilled water for 24 h. During this

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

period, pH was maintained at 5.0 ± 0.2. Afterwards, the aqueous phase was filtered in 0.45 µm glass fiber membrane, and for sample preservation, concentrated nitric acid was used. A flame atomic absorption spectrometer (Varian, AA 220FS) was used to determine the concentrations of total chromium and Cr^{+6}.

Results and Discussion

Comprehensive strength, dimensional analysis, and water absorption

Table 5 presents the results obtained in the dimensional analysis tests.

Table 5. Dimensional analysis (7 days).

Trace	Dimensional analysis (mm) + SD*		Trace	Dimensional analysis (mm) + SD*	
CS 16	Width	125.63 ± 0.05	CS 18	Width	126.13 ± 0.07
	Height	62.16 ± 0.06		Height	58.24 ± 1.25
	Length	250.74 ± 0.12		Length	251.51 ± 0.29
CSB 61	Width	125.52 ± 0.18	CSB 81	Width	126.35 ± 0.09
	Height	62.10 ± 0.16		Height	54.15 ± 0.82
	Length	250.59 ± 0.20		Length	251.16 ± 0.31
CSB 62	Width	126.12 ± 0.11	CSB 82	Width	126.09 ± 0.18
	Height	60.17 ± 0.56		Height	52.98 ± 0.73
	Length	251.31 ± 0.13		Length	251.02 ± 0.08
CSL 61	Width	126.51 ± 0.09	CSL 81	Width	126.54 ± 0.24
	Height	56.05 ± 1.80		Height	56.19 ± 3.27
	Length	251.29 ± 0.27		Length	251.44 ± 0.36
CSL 62	Width	126.51 ± 0.06	CSL 82	Width	126.73 ± 0.13
	Height	54.88 ± 1.29		Height	57.05 ± 1.32
	Length	252.03 ± 0.55		Length	251.61 ± 0.13
CSL 63	Width	128.62 ± 0.46	CSL 83	Width	127.87 ± 0.52
	Height	62.94 ± 0.03		Height	61.89 ± 0.24
	Length	254.79 ± 0.58		Length	254.12 ± 0.16

*Note: *SD refers to Standard Deviation*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

The manufacturing device produced soil–cement bricks with dimensions of 125 mm width, 62.5 mm height, and 250 mm length. Averages obtained in all manufacturing lots satisfied the limits stipulated by NBR 8491 (ABNT, 2012a), which allows deviations of ±1 cm in any test object dimension.

Notably, brick heights varied depending on the ratios, a difference that was not considered harmful to performance, because it was still below the maximum standard deviation determined by NBR 8491.

NBR 8491 stipulates that the comprehensive strength against axial compression tests, carried out as defined in NBR 8492, must not show an average value lower than 2.00 MPa or an individual value lower than 1.7 MPa, respectively at seven days of aging. The comprehensive strengths of base ratios of soil–cement and mixtures containing sugarcane bagasse ash against axial compression, corresponding to an age of seven days as per the NBR 8491 requirement, are depicted in Figure 1.

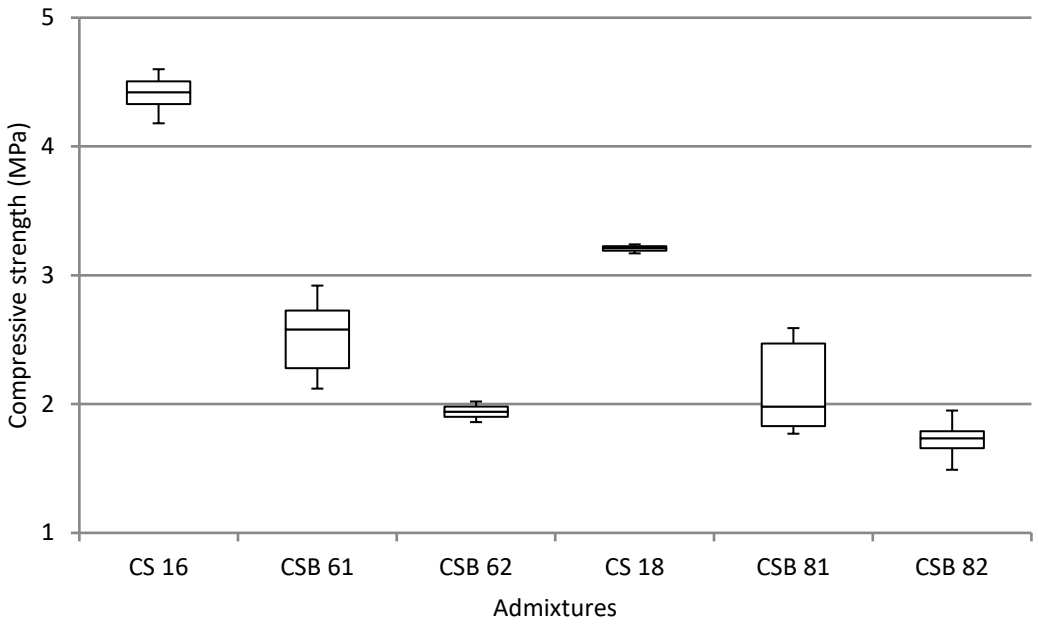


Figure 1. Comprehensive strength of soil–cement and mixed with sugarcane bagasse ash.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Among the analyzed ratios, the highest possible percentage of sugarcane bagasse ash used was 7.14%, corresponding to the CSB 61 ratio, which reached 2.52 MPa after seven days of aging.

Eko and Riskowski (2001) added *in natura* sugarcane bagasse to the mixture, and the compressive strength was 1.03 MPa for samples containing bagasse treated at 20% ratio. Valenciano and Freire (2004) partially replaced cement with CSB, reaching the compressive strength required by standards at 60 days for certain ratios employed. Both studies were considered inappropriate according to Brazilian standards.

The compressive strengths of specimens for mixtures containing leather dust is shown in Figure. 2. These values correspond to the age of seven days as per the NBR 8491 requirement.

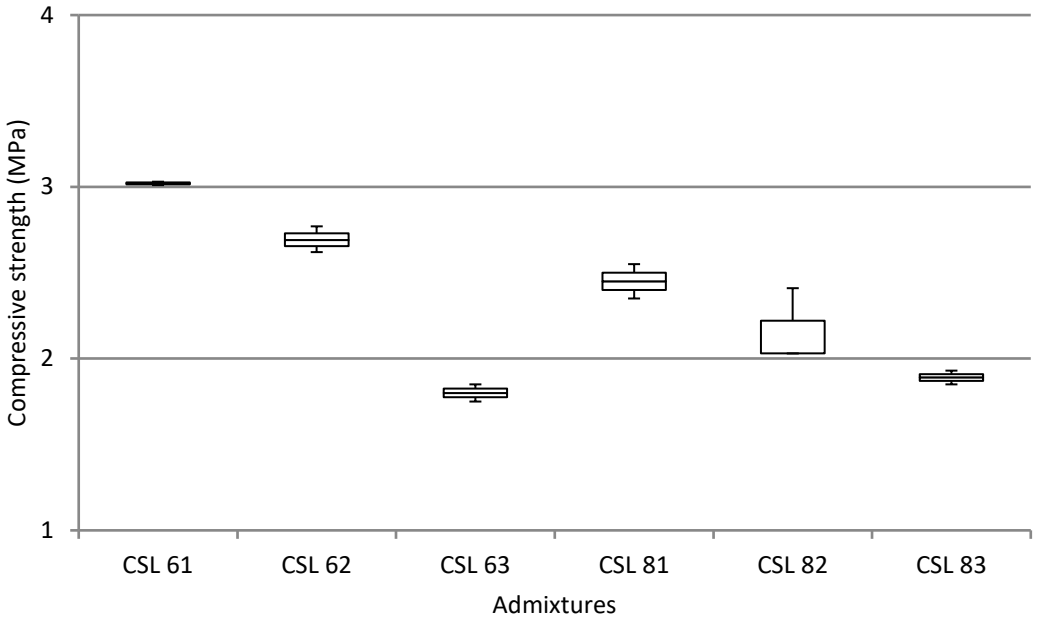


Figure 2. Compressive strength against simple compression in mixtures of soil–cement and leather dust.

The simple compression test results demonstrated satisfactory values up to 14.29% leather incorporation at seven days. Santos *et al.* (2015b) incorporated 10%, 15%, 20%, and 30% leather dust volume into soil, and obtained satisfactory results of 2 MPa only for the specimen with 10% of the waste.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

The ratios CS 16, CSB 61, CSL 61, and CSL 62 fulfill the Brazilian standardization requirements and are adequate for use in axial compression. The mixtures CSB 62, CSB 82, CSL 63, and CSL 83 did not qualify the minimum resistance standards required by NBR 8491.

According to Forcelini *et al.* (2016), soil bricks show higher compressive strength for lower quantities of cement and lower voids ratios, and its stabilization occurs at 14 days.

Figure 3 shows the mean values of water absorption results for the respective ratios at seven days, according to NBR 8491's requirement.

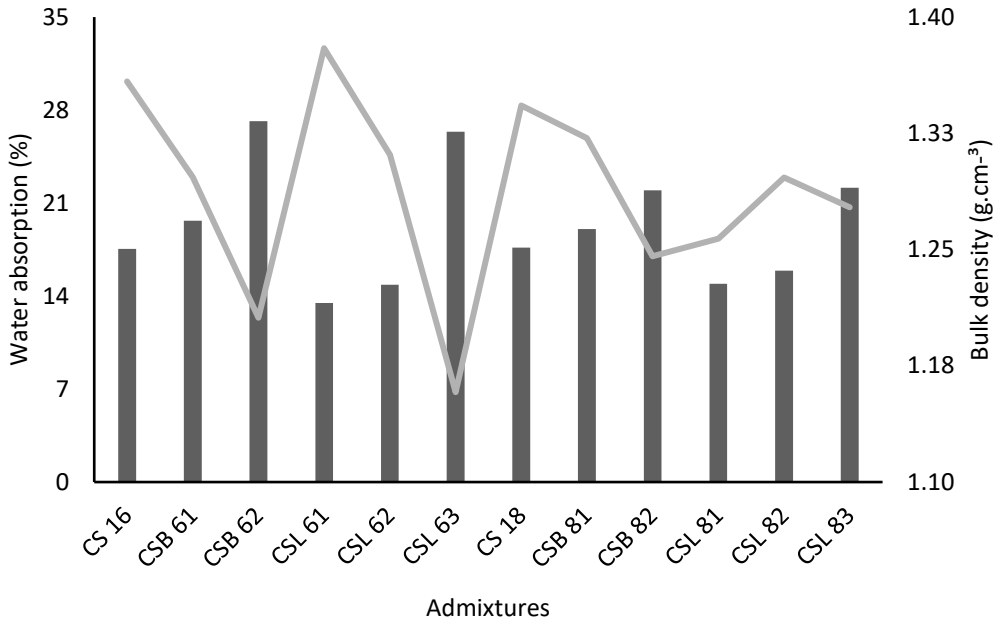


Figure 3. Results for water absorption of the specimens.

It was observed that ratios containing sugarcane bagasse ash demonstrated higher water absorption than those with leather dust. According to NBR 8491, water absorption must be lower than or equal to 20% (ABNT, 2012a). Ratios with 11.11% and 14.29% ash showed higher values, failing in the water absorption normative criterion. Bricks with incorporated leather dust failed when the waste percentage in the total mixture was 16.67% and 21.43%, according to normative parameters. The other percentages for the specimen were within the normative parameters.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

James *et al.* (2016) detected a higher water absorption in 10% cement content in the soil and reported that the addition of CSB is more effective at lower cement content.

Further, similar to the experimental results of Barbosa *et al.* (2019), it can be verified that the greater the incorporation of residues, the greater the absorption of water, the lower the density, and the lower the resistance to compression. This phenomenon is possibly because the void rate increases and favors the entry of water, as verified by Santos *et al.* (2018).

Analysis of microstructure

For the control structure (Figure 4a) obtained from the tests of CS 18 trace brick samples, we noted a calcium silicate hydrate mass structuring the soil–cement composite.

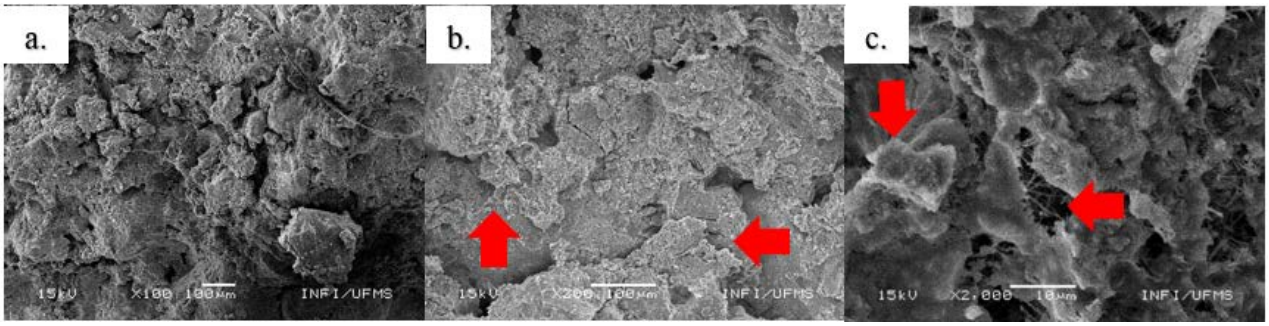


Figure 4. a: Sample CSB 81, 100× amplification; b: sample CS 18, 200× amplification, and c: sample CSB 81, 2000× amplification.

As shown in Figure 4a, there is an alteration in the microstructure of calcium silicate hydrate in the CSB 81 specimen. After magnifying the image to 2000× (Figure 4c), it was noted that the mass of low crystallinity is in fact formed by acicular “striped” structures that are part of the mixture. This occurrence may stem from a possible reaction between the sugarcane bagasse ash pozzolan and calcium silicate hydrate. Figure 5a presents images of the CSL 81 sample containing leather dust. Notably, there was no microstructure alteration in the mixture compared with that in the independent materials, that is, soil and leather dust alone.

A leather dust fiber immersed in the mass of calcium silicate hydrate and soil is visible in the figure. The sample fiber was observed under 200× magnification. As seen in Figure 5b, the fiber possesses chemical inertness with regard to the CSH soil, while the fiber in the soil–cement composite is visible and does not show any microstructure alteration.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

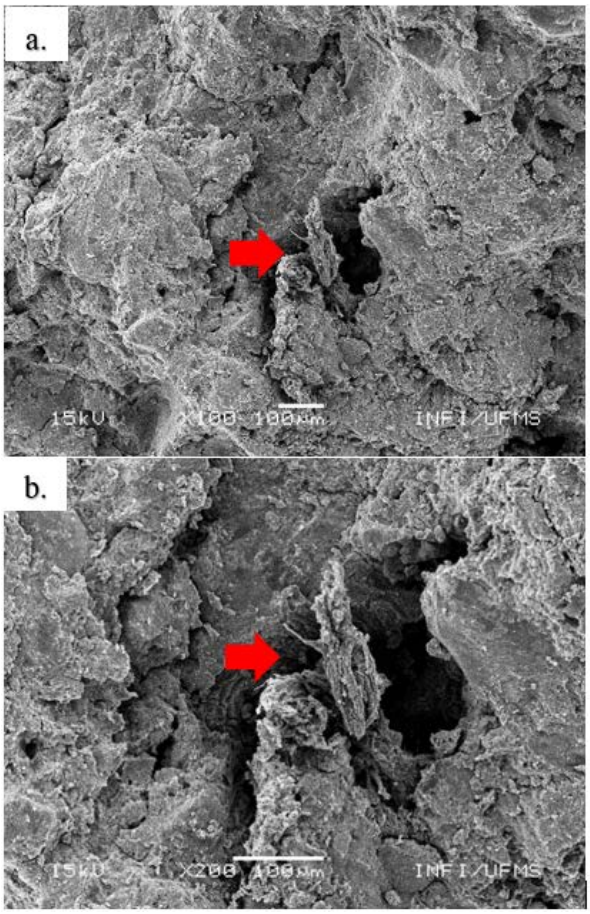


Figure 5. a: Sample CSL 81, 100× amplification; b: sample CSL 81, 200× amplification.

Analysis of total and hexavalent chromium in test objects incorporated with leather dust fiber

Table 6 presents the results of total chromium (total Cr) and hexavalent chromium (Cr^{+6}) analyses in test objects incorporated with leather dust fibers.

Table 6. Concentration of chromium in leached extract

	10%	20%	NBR 10005 (ABNT, 2004)
Total Cr ($mg.L^{-1}$)	1.76 ± 0.48	2.42 ± 0.46	5.00
Cr^{+6} ($mg.L^{-1}$)	< 0.06	< 0.06	0.06

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

It was observed that the total chromium and hexavalent chromium in the soil–cement brick samples containing 10% and 20% tannery waste "leather dust" were below the limits established by NBR 10005. For environmental classification, the maximum allowable limit is 5.0 $mg.L^{-1}$ and 0.06 $mg.L^{-1}$ for total Cr and Cr^{+6}, respectively. In the present study, the soil–cement bricks were classified as non-hazardous; hence, they are considered safe for manufacture and application in civil construction. Wu *et al.* (2012) evaluated the replacement of incinerated ash in Portland cement production and found that heavy metals such as chrome, plumb, cadmium, zinc, and nickel did not pose a leaching risk for the environment. According to Al-Fakih (2019), several studies have concluded that the use of waste materials can contribute to the production of sustainable construction materials and eco-friendly construction products.

Conclusions

The soil used in our study fulfilled the requirements mandated by NBR 10833 and was considered appropriate for use in soil–cement mixtures for brick pressing.

Compressive strength against axial compression declined depending on the waste ratios. Bricks containing 5.56% and 7.14% sugarcane bagasse ash demonstrated satisfactory values (higher or equal to 2 MPa), according to NBR 8491. The leather dust ratio showed higher incorporation potential and showed satisfactory values with up to 14.29% waste in relation to the mixture.

In terms of water absorption, a few mixtures fulfilled the approved established limits for compressive strength against axial compression. Samples such as 11.11% CSB and 16.67% CSL did not satisfy NBR 8491.

The dimensional analysis showed variation in brick height among the analyzed ratios. The standard deviation did not exhibit a linear variation behavior, which can be justified by the pressing strength and the water absorption potential of the mixture at the moment of brick molding.

Soil–cement bricks exhibited good results for soil replacement with sugarcane bagasse ash for up to 7.14% content. Leather dust can be used without harm to normative reference parameters up to a 14.29% maximum incorporation and with hexavalent chromium leaching values lower than 0.06 $mg.L^{-1}$. Hence, the incorporation of both wastes separately is viable in percentages used for the studied traces.

Scanning electron microscopy images exhibited differences in internal structures of the different specimens. The brick fragment with leather dust did not show variation in relation to the control sample microstructure, and it was possible to infer that the fiber had chemical inertia when

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

compared with the other component mixtures. The alteration occurred only in the specimen microstructure of the sample with sugarcane bagasse ash, where there was possible sugarcane bagasse ash pozzolan reaction with the calcium silicate hydrate in the soil–cement composite structure.

According to the cited Brazilian standardization parameters, the reuse of sugarcane bagasse ash and leather dust as aggregates in soil–cement bricks is technically viable. Conventional soil–cement bricks have already adapted to ecological alternatives in construction to reduce impacts stemming from the extraction of raw material from the environment. Moreover, our method does not require any burning during the manufacturing process. The possibility of incorporating the studied waste maximizes the product sustainability, reducing the environmental impact caused by improper disposal.

Acknowledgements

We are grateful to the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and to the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), Brazil.

References

Al-Fakih, A., Mohammed, B.S., Liew, M.S., Nikbakht, E. (2019) Incorporation of wastematerials in the manufacture of masonry bricks: An update review. *Journal of Building Engineering,* **21**, 37–54, https://doi.org/10.1016/j.jobe.2018.09.023

Al-Jabri, K.S., Hago, A.W., Baawain, M., Sthapit, G. (2017) Properties of soil-cement blocks manufactured using produced water from oil fields: A preliminary investigation. *International Journal*, http://dx.doi.org/10.21660/2017.35.6671

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004) NBR 10005: *Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2012a) NBR 8491: *Tijolo de solo-cimento - Requisitos.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2012b) NBR 8492: *Tijolo de solo-cimento - Análise dimensional, determinação da resistência à compressão e da absorção de água - Método de ensaio.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2012c) NBR 10833: *Fabricação de tijolo e bloco de solo-cimento com utilização de prensa manual ou hidráulica Procedimento*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016a) NBR 6457: *Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016b). NBR 6459: *Solo - Determinação do limite de liquidez.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016c). NBR 7180: *Solo - Determinação do limite de plasticidade.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016d). NBR 7181: *Solo - Análise granulométrica.* Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016e). NBR 7182: *Solo – Ensaio de compactação*. Rio de Janeiro.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2018). NBR 16697: *Cimento Portland* – Requisitos. Rio de Janeiro.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Barbosa, M.F.L., Pironcelli, A.B.S., Silva, C.A., Junior, A.C., Cereda, M.P., Magalhães Filho, F.J.C. (2019) Rice husk and water treatment plant sludge incorporated into soil–cement brick. *Asian Journal of Civil Engineering*, **20**, 563–570. https://doi.org/10.1007/s42107-019-00124-2

Cassano, A., Adzet, J., Molinari, R., Buonomenna, M.G., Roig, J., Drioli, E. (2003) Membrane treatment by nanofiltration of exhausted vegetable tannin liquors from the leather industry. *Water Research,* (10):2426-34, doi: https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00016-2

Choudhary, O.P., Malik, Priyanka. (2017) Scanning Electron Microscope: Advantages and Disadvantages in Imaging Components. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, **6**, 1877-1882. http://dx.doi.org/10.20546/ijcmas.2017.605.207

De Macêdo Reis, L. R., do Nascimento Filho, I. R. O., Reis, I. G. R. V., de Abreu Vieira, P., Brasileiro, L. L., de Matos, J. M. E. (2018). Use of Waste from Construction and Demolition in the Manufacture of Soil-Cement Bricks: A Sustainable Alternative. *Materials Science Forum*, **930**, 137–141. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/msf.930.137

Eko, R.M., Riskowski, G. (2001) A procedure for processing mixtures of soil, cement, and sugar cane bagasse. *Agricultural Engineering International: the CIGR Journal of Scientific Research and Development*. Manuscript BC 99 001. v.3.

Forcelini, M., Garbin, G.R., Faro, V. P., Consoli, N.C. (2016) Mechanical behavior of soil cement blends with Osorio sand. *Procedia engineering*, **143**, 75-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.proeng.2016.06.010

França, B.R., Azevedo, A.R.G., Monteiro, S.N., Garcia Filho, F.D.C., Marvila, M.T., Alexandre, J., Zanelato, E.B. (2018) Durability of soil-cement blocks with the incorporation of limestone residues from the processing of marble. *Materials Research*, **21**(1). http://dx.doi.org/10.1590/1980-5373-MR-2017-1118

James, J., Pandian, P. K., Venkatesh, D.J.M., Manikandan, V., Manikumaran, P. (2016) Cement stabilized soil blocks admixed with sugarcane bagasse ash. *Journal of Engineering*, **2016**, 7940239. http://dx.doi.org/10.1155/2016/7940239

Kharun, M., Svintsov, A.P. (2017) Soil-cement ratio and curing conditions as the factors of soil-concrete strength. *Key Engineering Materials*, 730, Pages 358-363, http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.730.358.

Leonel, R.F., Folgueras, M.V., Dalla Valentina, L.V.O., Prim, S.R., Prates, G.A., Caraschi, J.C. (2017) Characterization of soil-cement bricks with incorporation of used foundry sand. *Cerâmica*, **63**(367), 329-335. http://dx.doi.org/10.1590/0366-69132017633672131

Juel, M.A.I., Mizan, A., Ahmed, T. (2017) Sustainable use of tannery sludge in brick manufacturing in Bangladesh. *Waste Management,* **60**, 259–269. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.041

Matos, A.T., de Oliveira, P. R., Monaco, P.A.V.L. (2014) Alterações químicas no solo após fertirrigação do capim mombaça com agua residuária de curtume. *Revista Engenharia na Agricultura-Reveng*, http://dx.doi.org/10.13083/1414-3984.v22n02a04

Melati, R.B., Schmatz, A.A., Pagnocca, F.C., Contiero, J., Brienzo, M. (2017) Sugarcane bagasse: Production, composition, properties, and feedstock potential. *Sugarcane: Production Systems, Uses and Economic Importance*, 1-38.

Metha, P. K., Monteiro, P. J. M. (2008) Concreto: Microestrutura, propriedades e materiais. 3. ed. São Paulo: Editora IBRACON.

Oliveira, D.Q.L., Carvalho, K.T.G., Bastos, A.R.R., Oliveira, L.C.A., Marques, J. J. G. S. M., Nascimento, R.S. D. M. P. (2008) Utilização de resíduos da indústria de couro como fonte nitrogenada para o capim-elefante. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **32**(1), http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000100039

Parvin, S., Mazumder, L. T., Hasan, S., Rabbani, K. A., Rahman, M. L. (2017) What should we do with our tannery waste? *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology* (IOSR-JESTFT), **11**(4) Ver. II, 82-89.

Paschoalin Filho, J.A., Storopoli, J.H., Dias, A.J.G. (2016) Evaluation of compressive strength and water absorption of soilcement bricks manufactured with addition of pet (polyethylene terephthalate) wastes. Acta Scientiarum. *Technology*, **38**(2), 163-171. http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v28i2.28458

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77053
Vol. 15, No.1, 154-171
6 de abril de 2022

Reis, L.R.M., do Nascimento Filho, I.R.O., Reis, I.G.R.V., Vieira, P.A., Brasileiro, L.L., de Matos, J.M.E. (2018) *Use of waste from construction and demolition in the manufacture of soil-cement bricks: a sustainable alternative.* In Materials Science Forum, **930**, 137-141. Trans Tech Publications, http://dx.doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.930.137

Saha, A.K. (2013) Environmental aspects of solid waste management: A case study of Pabnacity in Bangladesh. *International Journal of Advanced Scientific Engineering and Technological Research*, **2**(2), 1-8.

Santos, C. F. R., Sant'ana Alvarenga, R. D. C., Ribeiro, B. C., da Silva, C. L., Rezende, A. A. P., Fassoni, D. P. (2015a) Use of Leather Residue in the Manufacturing of Soil-Cement Bricks. In *Materials Science Forum*, **820**, 576-582). Trans Tech Publications.

Santos, R. J., Agostini, D. L., Cabrera, F. C., Budemberg, E. R., Job, A. E. (2015b) Recycling leather waste: preparing and studying on the microstructure, mechanical, and rheological properties of leather waste/rubber composite. *Polymer Composites*, **36**(12), 2275-2281.

Schettino, M.A.S., Holanda, J.N.F. (2015) Characterization of sugarcane bagasse ash waste for Its Use in Ceramic Floor Tile. *Procedia Materials Science*, **8**, 190-196, http://dx.doi.org/10.1016/j.mspro.2015.04.063

Shouhui, H.E., Yan, W.A.N.G., Xiaodong, L.I., Hongda, L.I.U. (2018) Research on recycling of waste leather produced in leather manufacturing process based on supply chain management. *Revista de Pielarie Incaltaminte*, **18**(2018), 2. https://doi.org/10.24264/lfj.18.2.1

Silva, V.M.D., Góis, L.C., Duarte, J.B., Silva, J.B.D., Acchar, W. (2014) Incorporation of ceramic waste into binary and ternary soil-cement formulations for the production of solid bricks. *Materials Research*, **17**(2), 326-331. http://dx.doi.org/10.1590/S1516-14392014005000014

Świąder, M., David Lin, D., Szewrański, S., Kazak, J.K., Iha, K., van Hoof, J., Belčáková, I., Altiok, S. (2020) The application of ecological footprint and biocapacity for environmental carrying capacity assessment: A new approach for European cities. *Environmental Science & Policy*, **105**, 56-74, https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.12.010

Teixeira, D. L., de Matos, A. T., Miranda, S. T., Corradi, I. C., Saraiva, C. B. (2015a) Caracterização e Extração de Crômio de Resíduos Sólidos da Indústria do Couro. *Revista Engenharia Na Agricultura-Reveng*, **23**(4), 326-335.

Teixeira, S. R., Arenales, A., De Souza, A. E., Magalhães, R. D. S., Peña, A. F. V., Aquino, D., Freire, R. (2015b) Sugarcane Bagasse: Applications for Energy Production and Ceramic Materials. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, **41**(3), 229-238.

Uliana, J.G., Calmon, J.L., Vieira, G.L., Teixeira, J.E.S.L., Nunes, E. (2015) Heat treatment of processing sludge of ornamental rocks: application as pozzolan in cement matrices. *Revista IBRACON de Estruturas e Materiais*, **8**(2), 100-123, http://dx.doi.org/10.1590/S1983-41952015000200004

Umar, U.A., Khamidi, M.F., Tukur, H. (2012) Sustainable building material for green building construction, conservation and refurbishing. In Management in construction research association (MiCRA) - postgraduate conference.

Valenciano, M.D.C., Freire, W.J. (2004) Características físicas e mecânicas de misturas de solo, cimento e cinzas de bagaço de cana-de-açúcar. *Engenharia Agrícola*, **24**(3), 484-492. https://doi.org/10.1590/S0100-69162004000300001

Wu, K., Shi, H., De Schutter, G., Guo, X., Ye, G. (2012) Preparation of alinite cement from municipal solid waste incineration fly ash. *Cement and Concrete Composites*, **34**(3), 322-327, https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2011.11.016

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO LIXÃO DO IGUAÍBA, PAÇO DO LUMIAR/MA

* Débora Danna Soares da Silva [1]
Pablo Seixas da Silva França [2]
Jeferson Botelho Rodrigues [3]
Layse Lorena Neves Sales [2]

ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT OF IGUAÍBA DUMP, PAÇO DO LUMIAR/MA

Recibido el 29 de septiembre de 2020. Aceptado el 12 de abril de 2021

Abstract

A still very common reality in developing countries is the use of dumps as a way of final disposal of municipal solid waste. Considering the problems caused by this practice, the present study aimed to identify the damage caused over the years by the deactivated dump of Iguaíba, located in the municipality of Paço do Lumiar/MA, through environmental impact assessment instruments, in addition to proposing mitigating measures for some of these impacts. The study was carried out through field research, with direct observations under the study area, regarding the evaluation of environmental impacts, a checklist and the Impact Index method were used as a basis to identify and describe the possible environmental impacts that occurred, and propose measures aimed at the recovery of the area. It was observed that among the main environmental impacts caused in the area are soil compaction, soil and groundwater contamination, unhealthy catation, among others. In the case analyzed, it is evidenced that the Iguaíba dump has a degrading character in relation to local natural resources, thus harming the environmental quality of the area.

Keywords: irregular final device, negative impacts, solid urban waste.

[1] Instituto Federal do Ceará, Fortaleza/CE, Brasil.
[2] Faculdade Pitágoras, São Luís/MA, Brasil.
[3] Instituto Federal do Ceará, Fortaleza/CE, Brasil
** Autor correspondente:* Laboratório de Tecnologia Química, Instituto Federal do Ceará, Fortaleza/CE, Brasil, Av. Treze de Maio, 2081 - Benfica, Fortaleza - CE, 60040-531. Email: dannasilva94@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

Resumo

Uma realidade ainda muito comum nos países em desenvolvimento é a utilização de lixões como forma de destinação final de resíduos sólidos urbanos. Considerando as problemáticas causadas por essa prática, o presente estudo teve por objetivo identificar os danos causados ao longo dos anos pelo lixão desativado do Iguaíba, localizado no Município de Paço do Lumiar/MA, por meio dos instrumentos de avaliação de impacto ambiental, além de propor medidas mitigadoras para alguns desses impactos. O estudo foi realizado através de pesquisa de campo, com observações diretas sob a área de estudo, quanto a avaliação de impactos ambientais utilizou-se como base um *checklist* e o método de *Índice de Impacto*, para identificar e descrever os possíveis impactos ambientais ocorridos, e proposição de medidas voltadas à recuperação da área. Observou-se que dentre os principais impactos ambientais causados na área estão a compactação do solo, a contaminação do solo e do lençol freático, a catação insalubre, entre outros. No caso analisado, fica evidenciado que o lixão do Iguaíba possui um caráter degradativo em relação aos recursos naturais locais, prejudicando assim a qualidade ambiental da área.

Palavras chave: disposição final irregular, impactos negativos, resíduos sólidos urbanos.

Introdução

A disposição final dos resíduos sólidos é uma das principais problemáticas que permeiam o gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), visto que demandam grandes áreas e caras tecnologias de tratamento, além disso a relação entre a quantidade de rejeitos produzidos pela sociedade e os espaços ambientalmente seguros para a sua deposição final quase nunca é proporcional, pois a quantidade de resíduos gerados vêm aumentando gradativamente e há carências de áreas adequadas para o seu descarte (Silva e Liporone, 2011; Gouveia, 2012; Rosa *et al.*, 2017).

Essa argumentação pode ser fundamentada por meio da interpretação dos dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), de acordo com o referido estudo, em 2018 foram gerados 79 milhões de toneladas de RSU no Brasil, cerca de 1% a mais em relação ao ano anterior, e desse volume 40.5% (29.5 milhões de toneladas de RSU) foi encaminhado para lixões e aterros controlados, ambos considerados locais inadequados para o descarte de resíduos (ABRELPE, 2019). De modo adverso a geração e a disposição dos resíduos é cada vez mais preocupante.

Como exposto, ainda é comum o descarte de resíduos sólidos em áreas inapropriadas, como os lixões e aterros controlados. E essa prática é responsável por ocasionar vários impactos negativos para o ambiente e para a saúde da população, entre eles - percolação dos líquidos derivados da decomposição dos resíduos, transmissão de doenças para animais e pessoas, liberação de gases poluentes para a atmosfera, vulnerabilidade para aqueles que moram no

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

entorno da área, entre outros (Gouveia, 2012). Para o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) Resolução n° 001/1986 impacto ambiental é definido como: Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais (Brasil, 1986).

Levando em consideração os perigos apontados, vinculados à disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos em lixões, surge à necessidade de avaliar os reais impactos causados por essa prática, uma vez conhecendo-se as condições ambientais de um determinado local, define-se a melhor técnica que deve ser adotada para a recuperação da área degradada. Para isso o método de Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) auxilia na construção de um diagnóstico situacional, nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo avaliar os impactos ambientais do lixão desativado do Iguaíba, localizado na zona rural do município de Paço do Lumiar, Maranhão.

Metodologia

Área do estudo

O estudo foi desenvolvido no lixão do Iguaíba (2º29’6,14” S e 44º6’48,91” O), localizado na zona rural do município de Paço do Lumiar/MA, município da Região Metropolitana da Grande São Luís (RMGSL), a Figura 1 apresenta a localização da área estudada.

Este lixão encontra-se próximo de duas comunidades rurais, Pindoba e Iguaíba, que se destacam pela atividade de agricultura e pesca. No raio de 2 km do entorno do lixão, há oito unidades de paisagem distintas, destacando-se áreas habitada, corpos d’água estuarinos, mangue, mata ciliar, capoeira de terra firme, áreas utilizadas para agricultura/pecuária, solo exposto, além da extensão do próprio lixão (Pinheiro e Mochel, 2018).

Este local atualmente encontra-se desativado, contudo, foi acometido à disposição irregular de resíduos sem processamento que envolva e compacte o solo ou cobertura das camadas após jornada de trabalho, durante quase duas décadas. Além disso, o lixão do Iguaíba caracteriza uma série de problemas de cunho socioambiental, como a catação insalubre, conforme informações descritas no Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana da Grande São Luís para este município.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

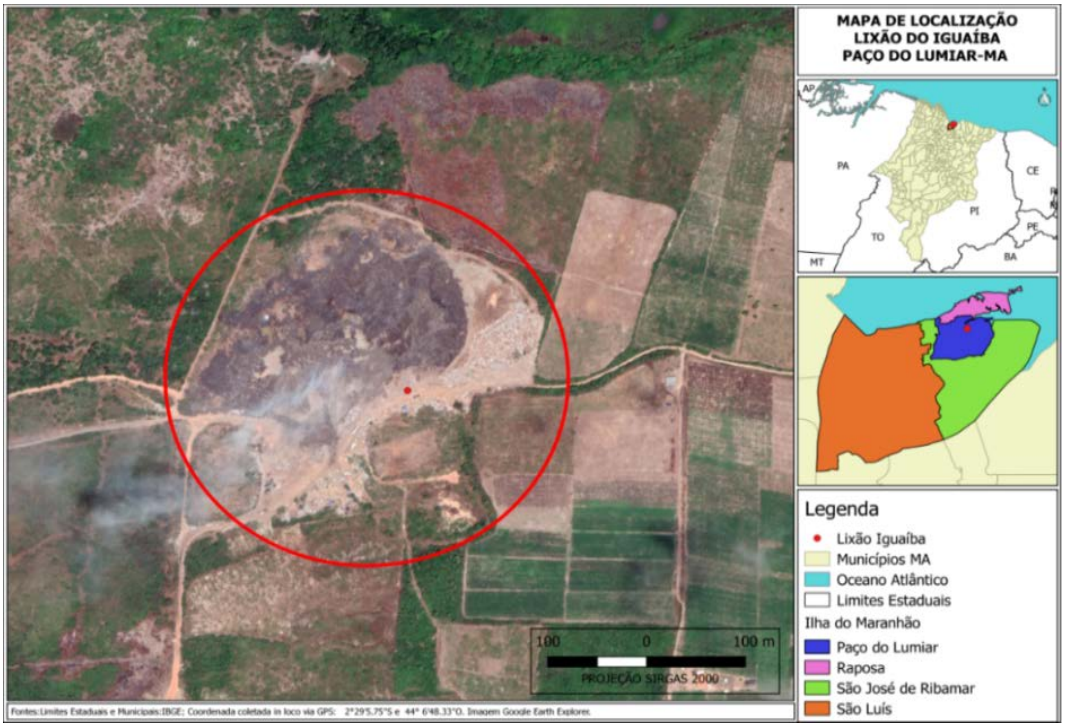


Figura 1. Mapa de localização da área.
Fonte: Autores (2020).

Coleta e análise dos dados

O estudo trata-se de uma pesquisa descritiva de abordagem qualitativa e foi realizado através de pesquisa de campo, com observações diretas sob a área de estudo, visando a diagnosticar/avaliar a situação atual do lixão. Para tanto, as visitas a área foram realizadas no período de abril e maio de 2019, nessas ocasiões utilizou-se de levantamento fotográfico e da avaliação visual, buscando representar os possíveis impactos ambientais ocasionados pelo lixão. Apresentou-se a descrição dos fatores ambientais para os meios: físico e antrópico.

Para a avaliação de impactos ambientais foi utilizado um *checklist* adaptado de Campos (2008) e aplicado por diversos autores (Araújo, 2015; Almeida e Silva, 2018), para a identificação e enumeração dos principais agravos acometidos na área. Com a listagem desses agravos foi aplicado o método de *Índice de Impacto* proposto por Tommasi (1994) e adaptado para esta pesquisa para a definição de importância/peso dos impactos mais significativos sobre o ambiente local.

O Quadro 1 e o Quadro 2 apresentam o *checklist* utilizado e a abordagem adotada para a aplicação do método de *Índice de Impacto*, respectivamente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

Quadro 1. Modelo do *checklist* empregado para avaliação de impactos.

ASPECTOS	PARÂMETROS DE AGRAVO	CRITÉRIOS
Solo/Subsolo	Apresenta sinais de erosão	Sim
		Não
	Alteração na capacidade de uso da terra	Sim
		Não
	Dano ao relevo	Sim
		Não
	Permeabilidade do solo alterada	Sim
		Não
Ar	Emissão de odores	Intenso
		Moderado
		Fraco
	Presença de dutos de gases	Sim
		Não
	Proximidade de núcleo habitacional	Inserir distância
	Queima de resíduo	Sim
		Não
Água	Mananciais Superficiais	
	Comprometido	Sim
		Não
	Presença de chorume a céu aberto	Sim
		Não
	Distância	Inserir distância
	Equilíbrio	Sim
		Não
	Reequilibrio	Natural
		Intervenção humana
	Utilidades	Inserir se há utilidades
Paisagem	Alteração na paisagem	Sim
		Não
	Existe projeto de readequação	Sim
		Não
Outros	Presença de animais	Sim
		Não
	Desvalorização de terrenos vizinhos	Sim
		Não
	Presença de vetores de doenças	Sim
		Não
	Presença de catadores	Sim
		Não
	Danos à saúde de quem transita no local	Sim
		Não
		Talvez

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

Quadro 2. Adorgem geral aplicada no método de *Índice de Impacto*.

MEIO	PESO	IMPACTOS AMBIENTAIS SIGNIFICATIVOS	NOTA
$Físico_1$	$Peso_1$	$Impacto_1$	$Nota_1$
$Antrópico_2$	$Peso_2$	$Impacto_2$	$Nota_2$
...	...	...	...
$...n$	$Peso_n$	$Impacto_n$	$Nota_n$

De acordo com a metodologia descrita por Tomassi (1994) a cada impacto deve ser atribuído um peso variando de 1 a 5 e uma nota variando de -5 a +5 (sendo que -5 é o valor para o impacto negativo mais intenso, 0 (zero) quando não houver impacto e +5 para o impacto positivo mais intenso), de acordo com a importância dos princípios de análise. Os princípios analisados neste estudo foram: potencial de degradação dos recursos naturais e potencial de causar doenças na população, foram considerados na análise apenas os impactos ambientais significativos.

Após a atribuição dos pesos e notas, de acordo com os princípios e procedimentos citados anteriormente, o índice de impacto foi calculado com a Equação 01 (Lopes, Leite e Prasad, 2000).

$$I_{im} = \frac{\sum P * Nt}{\sum P} \qquad \textbf{Equação 01}$$

Onde: I_{im} - Índice de Impacto; P - Peso atribuído a cada impacto; Nt - Nota atribuída a cada impacto.

A partir da identificação dos impactos ambientais significativos, foram propostas medidas de mitigação. As medidas voltadas à recuperação da área em estudo foram propostas a partir de pesquisas na literatura em artigos científicos e técnicos com objetivos semelhantes aos deste estudo.

Resultados e discussões

Conforme diagnóstico do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Região Metropolitana da Grande São Luís o município de Paço do Lumiar destaca-se como um dos maiores geradores da RMGSL, possuindo uma taxa per capita de geração de resíduos de 1,18kg/hab./dia, resultando em cerca de 106,72 t/dia, deste montante, diariamente 105,18 t/dia é coletado. Além disso, o município não possui programas ou projetos oficiais de coleta seletiva e possui áreas de disposição final que se configuram como lixão (Floram Engenharia, 2019).

O lixão do Iguaíba era o principal local de disposição final dos resíduos sólidos no município, recebia por mês mais de 3 mil toneladas de resíduos e esteve ativo por aproximadamente 20

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

anos, hoje (2020) (Floram Engenharia, 2019) ele se encontra desativado, contudo a área não foi remediada e o grande volume de resíduo acumulado durante sua vida útil ainda causa diversos impactos pontual e até difuso, como a poluição do ar. Em utilização o lixão do Iguaíba recebia todos os tipos de resíduos, entre os quais resíduos domiciliares, de limpeza urbana (poda e varrição), de construção civil, eletrônicos e de serviço de saúde.

Diante disso, os impactos levantados durante a avaliação do lixão do Iguaíba são apresentados no Quadro 3 a seguir, pontuando os principais os parâmetros de agravo da área (do lixão). Se destacam por meio desse *checklist* a alteração do uso do solo, a queima dos resíduos sólidos ocasionando poluição atmosférica, presença de vetores e animais, a proximidade de núcleos habitacionais, além da alteração da paisagem.

Quadro 3. *Checklist* referente aos impactos ambientais observados em campo.

ASPECTOS	PARÂMETROS DE AGRAVO	CRITÉRIOS
Solo/Subsolo	Apresenta sinais de erosão	Sim
	Alteração na capacidade de uso da terra	Sim
	Dano ao relevo	Sim
	Permeabilidade do solo alterada	Sim
Ar	Emissão de odores	Moderado
	Presença de dutos de gases	Não
	Proximidade de núcleo habitacional	350 m
	Queima de resíduo	Sim
Água	Mananciais Superficiais	
	Comprometido	Sim
	Presença de chorume a céu aberto	Sim
	Distância	> 200 m
	Equilíbrio	Não
	Reequilibrio	Natural
	Utilidades	dessedentação animal e irrigação
	Alteração na paisagem original	Sim
	Existe projeto de readequação	Não
Outros	Presença de animais	Sim
	Desvalorização de terrenos vizinhos	Sim
	Presença de vetores de doenças	Sim
	Presença de catadores	Sim
	Danos à saúde de quem transita no local	Talvez

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

A partir dos agravos elencados no quadro acima (2) foi aplicado o método de *índice de Impacto*, para os impactos mais significativos no meio físico e antrópico observados na área estudada, como mostra o Quadro 4.

Quadro 4. Método *Índice de Impacto* aplicado.

PESO	IMPACTOS AMBIENTAIS SIGNIFICATIVOS	NOTA
	MEIO FÍSICO	
4	Sinais de processo de erosão	-3
5	Alteração na capacidade do uso da terra	-3
5	Compactação do solo	-5
3	Dano ao relevo	-3
4	Permeabilidade do solo	-4
3	Emissões de odores	-3
4	Queima do lixo	-3
5	Manancial subterrâneo comprometido	-2
5	Manancial superficial comprometido	-3
	MEIO ANTRÓPICO	
2	Alteração da paisagem (impacto visual)	-3
3	Desvalorização de terrenos vizinhos	-2
3	Presença de vetores de doenças	-4
4	Presença de chorume a céu aberto	-3
4	Presença de dutos de gases	-2
4	Presença de animais	-3
5	Presença de catadores	-5
5	Proximidade do núcleo habitacional	-5
3	Danos à saúde de quem transita o local	-3

Com a pesquisa identificou-se no meio físico e antrópico apenas impactos negativos. Foi observado no meio físico alterações cíclicas que são recorrentes neste tipo de destinação final dos resíduos sólidos, impactos a nível local que alteram a qualidade da água e solo e que tem duração de médio a longo prazo, podendo levar anos para a recuperação completa do meio e impactos difusos que podem alterar a qualidade do ar. E no meio antrópico salienta-se o risco, à saúde existente com a proximidade do lixão de áreas habitadas e a presença de catadores de matérias recicláveis no próprio lixão.

Na Tabela 1 encontram-se os resultados iniciais encontrados para o cálculo do *Índice de Impacto* para o meio físico e antrópico do lixão do Iguaíba.

Os resultados finais obtidos para os índices de impacto no meio físico e antrópico encontram-se apresentados na Tabela 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

Tabela 1. Soma dos pesos e notas atribuídos.

MEIO	ΣPesos	ΣPesos*Notas
Físico	38	-131
Antrópico	33	-103

Tabela 2. Índice de Impacto calculado.

MEIO	Índices de Impacto
Físico	-3.36
Antrópico	-3.22

De acordo com os dados apresentado nas Tabelas 1 e 2 o meio físico local é mais impactado em relação ao meio antrópico, com índice de impacto de -3.36 (Tabela 2). Araújo (2015) ao realizar trabalho semelhante avaliando um lixão no município de Itaporanga/PB também chegou à conclusão de que, o meio físico é mais afetado, sendo a poluição do solo e alteração na capacidade de uso da terra, os impactos com maior intensidade.

Como impacto mais significativo no meio físico local destaca-se a compactação do solo devido a passagem de veículos pesados, excedendo significativamente a capacidade de suporte à carga desse solo, o que foi atestado com a identificação *in loco* de processos iniciais de erosão, do tipo laminar e sulcos, ainda pouco profundos, mas que podem evoluir.

Ainda sobre os impactos no meio físico, foram observados nas proximidades do lixão a presença de corpos hídricos (rio e igarapés), situados a pouco menos de 1 Km, como mostra a Figura 2, que podem estar contaminados, devido ao tempo de existência do lixão e a falta monitoramento da área.

Segundo estudo realizado por Pinheiro e Mochel (2018) o lixão do Iguaíba fica em uma cota mais elevada em comparação aos corpos hídricos locais. E pelas cotas altimétricas das curvas de nível, induz-se que o lixão pode contribuir para a contaminação do igarapé do Tiririca. Para mais, conforme estas autoras a população local utiliza esse corpo hídrico para irrigação.

Quanto ao meio antrópico, como já mencionado o lixão está localizado dentro de uma comunidade rural do município onde há diversas famílias, que tem o contato direto com essa área, por meio da comercialização dos resíduos dispostos e da prática de agricultura. Logo, além da possibilidade de ter doenças veiculadas pelos micros e macro vetores presentes nesses ambientes (bactérias, moscas, ratos, urubus, etc.), podem também adoecer por consumir alimentos cultivados na área de influência do lixão.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

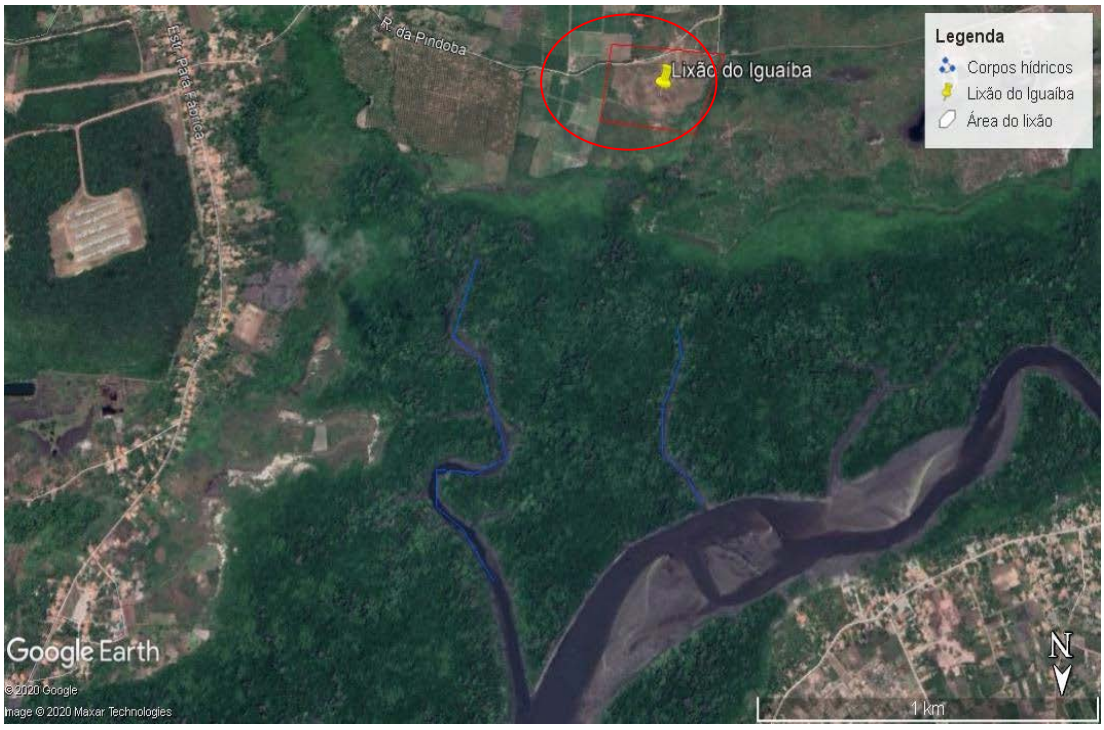


Figura 2. Corpos hídricos próximos da área do lixão.
Fonte: Autores (2020).

Pinheiro e Mochel (2018), por exemplo, analisaram amostras de solo e água superficial local do lixão do Iguaíba e registram que, este lixão tem levado à contaminação dos solos da região e, consequentemente, ao comprometimento dos usos residencial e agrícola das áreas analisadas, pois foi encontrado presença de metais pesados (cobre, zinco, chumbo e outros) acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009).

Os demais compartimentos ambientais, ar e meio biótico, também são seriamente afetados pela disposição irregular de resíduos, vários autores comprovam nas suas pesquisas a ação impactante dos lixões nesses ambientes (Costa *et al.*, 2016; Bendito *et al.*, 2017; Almeida e Silva, 2018; Pinheiro e Mochel, 2018).

De maneira geral, o Quadro 5 resume a classificação dos impactos ambientais identificados na área do lixão, tendo a importância de reuni-los e observar o grau do prejuízo que essa atividade ofereceu para o meio ambiente e para a população local.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

Quadro 5. Impactos ambientais e respectiva classificação, no lixão do Iguaíba.

CRITÉRIOS DE CLASSIFICAÇÃO						
Impactos ambientais	Valor	Mitigação	Significância	Incidência	Reversibilidade	Meios afetados
Poluição e/ou contaminação do solo	N	M	S	D e I	Rv	Solo, água e antrópico
Compactação do solo	N	M	S	D e I	Rv	Solo, água e fauna
Alteração nas características físicas do solo	N	M	S	D e I	Rv	Solo e fauna
Erosão	N	M	S	D e I	Rv	Solo
Proliferação de macro e micro vetores	N	M	S	D e I	Rv	Antrópico, fauna e paisagem
Poluição e/ou contaminação do ar atmosférico	N	M	S	D e I	Rv	Ar, antrópico e fauna
Poluição e/ou contaminação de áreas circunvizinhas	N	M	S	I	Rv	Antrópico, solo, fauna, água e paisagem
Riscos de contaminação aos catadores	N	M	S	D	Rv	Antrópico
Desvalorização da área do entorno	N	M	S	D e I	Rv e/ou Ir	Antrópico

Legenda: P – Positivo; N – Negativo; M – Mitigável; NM– Não mitigável; S – Significativo; NS – Não Significativo; D – Direta; I – Indireta; Rv – Reversível; Ir – Irreversível.

Como apresentado no Quadro 5 os nove impactos ambientais pontuados na área onde se encontra o lixão são negativos, significativos e danosos aos diversos compartimentos ambientais locais (fauna, flora, água, ar), contudo todos são possivelmente mitigáveis e reversíveis. A Figura 3 apresenta para melhor visualização dos critérios de classificação para os impactos identificados no lixão.

Diante do apresentado, é possível afirmar que o vazadouro desativado do Iguaíba, Paço do Lumiar/MA configura-se como um passivo ambiental municipal com agravos nos âmbitos ambientais, sociais e econômicos, necessitando assim de medidas mitigadoras e corretivas em caráter de urgência a curto, médio e longo prazo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

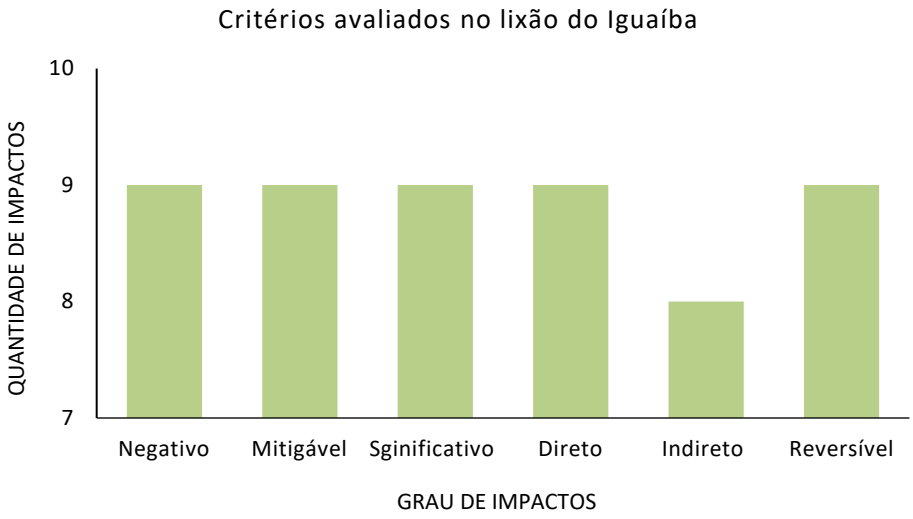


Figura 3. Quantificação dos critérios avaliados no lixão do Iguaíba.
Fonte: Autores (2020).

A Lei n° 12.305/2010 (Brasil, 2010) determina o encerramento das atividades dos lixões e recuperação da área degradada, o que necessita de critérios técnicos para essa ocorrência. Para tanto, para a reabilitação da área através da recuperação simples deverá ser realizado no local:

- Avaliação da extensão da área ocupada pelos resíduos;
- Ladear a área com cercas e portões;
- Assentar placas de advertencias;
- Encapsulamento dos resíduos em valas escavadas;
- Revestir o maciço de resíduos com uma camada de 50 cm de argila de boa qualidade, incluindo os taludes;
- Instalação de canaletas de drenagem pluvial e drenos verticais de gás;
- Verter uma camada de terra para o plantio de espécies nativas de raízes curtas (gramíneas);
- Monitoramento ambiental da área.

Conclusão

O lixão do Iguaíba atualmente encontra-se desativado, contudo, a área ainda não foi remediada, então o grande volume de resíduos disposto a quase 20 anos na área possui um alto potencial poluidor, em geral essa área representa uma ameaça potencial aos recursos ambientais locais, principalmente no que tange a qualidade ambiental do solo, do ar e da água.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77102
Vol. 15, No.1, 172-184
6 de abril de 2022

As medidas mitigadoras propostas devem ser aplicadas para que os impactos ambientais nos componentes solo, recursos hídricos, ar atmosférico, flora, fauna e antrópico sejam reduzidos. Neste contexto, são necessárias políticas públicas voltadas para o gerenciamento de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar, com a implantação urgente de políticas de recuperação (reaproveitamento e reciclagem) dos resíduos e um plano de recuperação da área degradada.

Em geral este artigo pode auxiliar os gestores municipais na obtenção de informações sobre a área e na definição de alternativas para recuperação da área. Recomenda-se o monitoramento ambiental contínuo da área, para a escolha da melhor técnica de descontaminação do solo e para garantir a segurança dos moradores da área.

Referências bibliográficas

Almeida, R. S. R., Silva, V. P. R. (2018) Avaliação multissistêmica dos impactos ambientais negativos do lixão do município de Ingá-PB. *Revista Saúde e Meio Ambiente*, **6**(1), 89-102.

Araújo, T. B. (2015) *Avaliação de impactos ambientais em um lixão inativo no município de Itaporanga – PG*. Monografia (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 48 pp.

Brasil. Lei n° 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 de agosto de 2010.

Bendito, B. P. C.. (2017) Diagnóstico da degradação ambiental na área de depósito inadequado de resíduos sólidos de Porto Nacional/TO. *Revista Gaia Scientia*, **11**(3), 129-151.

Brito, F. S. L., Pimentel, B. A., Morais, M. S., Rosário, K. K. L., Cruz, R. H. R. (2019) Impactos socioambientais provocados por um vazadouro a céu aberto: uma análise no distrito de Marudá/PA. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, **10**(5), 128-139.

Campos, L. R. (2008) *Aterro sanitário simplificado:* instrumento de análise de viabilidade econômico-financeira, considerando aspectos ambientais. Dissertação de Mestrado (Escola Politécnica) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 122 pp.

Costa, T. G. A., Iwata, B. D. F., Castro, C. P. D., Coelho, J. V., Clementino, G. E. D. S., Cunha, L. M. (2016) Impactos ambientais de lixão a céu aberto no Município de Cristalândia, Estado do Piauí, Nordeste do Brasil. *Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.*, **3**(4), 79-.

Floram Engenharia e Meio Ambiente Ltda. (2019) *Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos na Região Metropolitana da Grande São Luís*. Volume I: Plano de Ação e Mobilização Social – Diagnóstico da Situação dos Resíduos Sólidos. Eunápolis, Bahia, 390 pp.

Mota, S., Aquino, M. D. (2002) Proposta de uma matriz para avaliação de impactos ambientais. Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Espírito Santo, Brasil.

Pinheiro, N. C. A., Mochel, F. R. (2018) Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA) *Engenharia Ambiental e Sanitária*, **23**(6), 1-12.

Silva, C. B., Liporone, F. (2011) Deposição irregular de resíduos sólidos domésticos em Uberlândia: algumas considerações. *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia*, **2**(6), 22-35.

Tommasi, L.R. Estudo de impacto ambiental. São Paulo: CETESB: Terragraph Artes e Informática. 1994, 354p.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO COMEMORAÇÃO, SITUADO NA BACIA AMAZÔNICA

* Calina Grazielli Dias Barros [1]
Ranieli dos Anjos de Souza [1]
Ana Lúcia Denardin da Rosa [2]

CHARACTERIZATION OF THE COMEMORAÇÃO RIVER, SITUATED IN THE AMAZÔNICA BASIN

Recibido el 14 de octubre de 2020. Aceptado el 25 de octubre de 2021

Abstract

The morphometric characterization of river basins is an important tool for understanding the processes that occur in the basin. The aim of the study was to characterize the morphometric attributes of the watershed of the Comemoração River. For this purpose, QGIS Desktop 2.18.7 with GRASS 2.7.0 was used, with SRTM images obtained from the TOPODATA project, as well as vector data on the territorial division, rivers and rainfall information from the IBGE and ANA agencies. The results showed that rainfall between 1991 and 2005 in this basin averaged a total annual of 1935 mm.ano-1. The predominant soil type was Neossolo, representing 74% of the total area of the basin. With respect to relief, the basin presented 54% of its area as smooth wavy and an altimetric amplitude of 420 meters. It was also observed, a well branched dendritic drainage pattern, however, with a low drainage density and a low roughness index. In view of the results obtained, it is concluded that the basin is not susceptible to flooding under normal conditions of precipitation and has great ease of infiltration of water into the soil.

Keywords: watershed, morphometric characterization, geotechnology.

[1] Instituto Federal de Rondônia campus Colorado do Oeste, Brasil.
[2] Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Brasil.
* *Autor corresponsal:* Instituto Federal de Rondônia campus Colorado do Oeste/ BR 435, km 63 (antiga RO 399, KM 05) – Caixa Postal 51– Zona Rural, Colorado do Oeste, Rondônia. Código Postal 76.993-0000. Brasil. Email: calina.grazielli@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

Resumo

A caracterização morfométrica de bacias hidrográficas é uma importante ferramenta para o entendimento dos processos que ocorrem na bacia. Diante disso, o estudo teve por objetivo a caracterização dos atributos morfométricos da bacia hidrográfica do rio Comemoração. Para isso, foi utilizado o software QGIS Desktop 2.18.7 with GRASS 2.7.0, com imagens SRTM obtidas do projeto TOPODATA, além de dados vetoriais da divisão territorial, rios e informações pluviométricas oriundas das Agências IBGE e ANA. Os resultados mostraram que a precipitação entre 1991 a 2005, nesta bacia, tiveram média total anual de 1935 mm.ano-1. O tipo de solo predominante na área é o Neossolo, representando 74% da área total da bacia. Com relação ao relevo, a Bacia apresenta 54% de sua área em relevo suave ondulado e uma amplitude altimétrica de 420 metros. Observou-se, também, um padrão de drenagem dendrítico bem ramificado, porém, com uma densidade de drenagem baixa e um índice de rugosidade fraco. Diante dos resultados obtidos, conclui-se que a Bacia não é suscetível a enchentes em condições normais de precipitação e possui grande facilidade de infiltração de água no solo.

Palavras chave: bacia hidrográfica, caracterização morfométrica, geotecnologias**.**

Introdução

A utilização de ferramentas de geoprocessamento para estudos hidrológicos é de grande importância para o acompanhamento ambiental das bacias hidrográficas. Os parâmetros hidrológicos obtidos remotamente, servem de suporte para tomadas de decisões no que diz respeito a gestão dos recursos hídricos.

Conforme a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9433 de 1997, e de acordo com o Art. 1º a "água é um bem de domínio público, dotado de valor econômico", cuja gestão deverá ser baseada na Bacia hidrográfica, de "forma descentralizada e contando com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades" (MMA, 1997).

Segundo Tucci (2004), a "Bacia hidrográfica pode ser definida como uma área captação natural da água da precipitação, que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório". Dessa forma, conhecer as características físiográficas, geomorfológicas, tipo de cobertura vegetal, das bacias hidrográficas é de suma importância, pois assim é possível entender o seu comportamento hidrológico.

Para que se possa aplicar alguns instrumentos da PNRH como, enquadramento dos corpos d'água, outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos, é relevante a automatização da delimitação das bacias hidrográficas, pois a padronização do traçado das bacias contribui na efetivação adequada da PNRH, o que por sua vez, auxilia no combate aos conflitos originados dos diversos tipos de uso dos recursos hídricos (Santos e Mariano, 2017).

Segundo Venturi (2011), para reconhecer os limites espaciais de uma bacia hidrográfica, é preciso considerar a distribuição espacial do conjunto dos processos envolvidos em todos os seus

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

subsistemas, assim, a própria bacia hidrográfica estará delimitada. Alguns parâmetros morfométricos como, limites externos, área de drenagem, hierarquia da rede de drenagem, densidade de drenagem, comprimento da bacia, curva hipsométrica, circularidade da bacia, dentre outros, servem para interpretar a resposta da bacia a diferentes eventos, como por exemplo, a suscetibilidade aos processos de inundação.

As delimitações automáticas de bacias hidrográficas podem ser implementadas em ambientes de Sistema de Informação Geográfica (SIG), esses ambientes permitem armazenar, manipular e analisar dados, através de informações espaciais. Alguns dados e elementos básicos para análise morfométrica de bacia hidrográfica, são decorrentes de um Modelo Digital de Elevação (MDE).

Um MDE pode ser gerado por meio da interpolação de valores de altitude, também existem os MDE's oriundos de dados de sensoriamento remoto como o SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). No Brasil, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), produziu o Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA), que disponibiliza as imagens SRTM com resolução espacial de 30 (trinta) metros.

Portanto, o emprego de geotecnologias para a delimitação de bacias hidrográficas, tem se mostrado uma ferramenta eficiente de auxílio à gestão dos recursos hídricos, uma vez que a automação dos processos proporciona uma economia de tempo e melhor precisão, quando comparada com as técnicas manuais.

Desse modo, este trabalho teve como objetivo a caracterização da Bacia hidrográfica do Rio Comemoração, através da delimitação automática de bacias hidrográficas, integrando e processando em ambiente SIG, dados do projeto SRTM (TOPODATA).

Materiais e métodos

A bacia hidrográfica do Rio Comemoração possui uma área de 4358.64 km² e está situada nos municípios de Vilhena, Chupinguaia, Pimenta Bueno e Espigão D'oeste (Figura 1). A nascente do rio Comemoração, está situada na área urbana do município de Vilhena. Segundo o Censo 2010, os municípios que fazem parte da Bacia hidrográfica, contabilizam 9.41 % do total da população do estado, sendo Vilhena com 76202 habitantes, Chupinguaia com 8301 habitantes, Pimenta Bueno com 33822 habitantes e Espigão D'oeste com 28729 habitantes (IBGE, 2010).

O clima é do tipo Am, típico da região amazônica, que é caracterizado como clima de monção, conforme a classificação de Köppen-Geiger (1936) e adaptada por Alvares et al., (2013). Esse clima apresenta o mês mais frio sempre com temperatura média superior a 18°C, com precipitação total média de 1935 mm (EMBRAPA, 2020).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

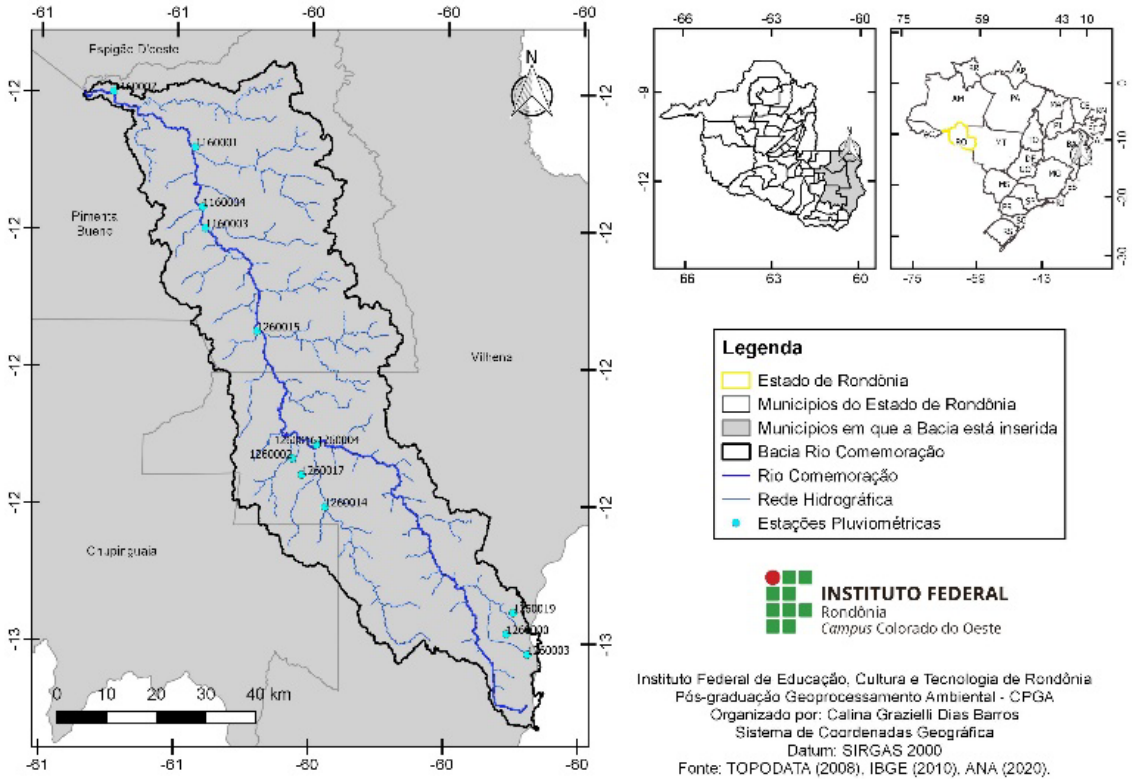


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo e das estações pluviométricas.

Para a caracterização morfológica da Bacia hidrográfica foi utilizado o software QGIS Desktop 2.18.7 with GRASS 2.7.0, conforme o fluxograma exposto na Figura 2. A base de dados foi organizada através do Sistema de Coordenadas Geográficas e Sistema de Coordenadas Planas, utilizando-se o Datum SIRGAS 2000, sistema adotado pelo Brasil desde 2005. A projeção cartográfica definida foi a Universal Transversa de Mercator (UTM), sendo a área de estudo pertencente ao fuso 20 S.

O Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado foi obtido junto ao banco de dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA), que elaborou os MDEs a partir dos dados SRTM disponibilizados pelo United States Geological Survey (USGS). Os MDEs estão estruturados em folhas articuladas numa escala de 1:250000, com resolução espacial de 30 m (INPE, 2008).

Com o intuito de conhecer o relevo da Bacia foram geradas as curvas de nível, o mapa hipsométrico e a declividade. Para a obtenção das curvas de nível da Bacia hidrográfica rio Comemoração, foi utilizada a ferramenta extração de contornos, com uma equidistância entre as linhas de contorno de 50 metros.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

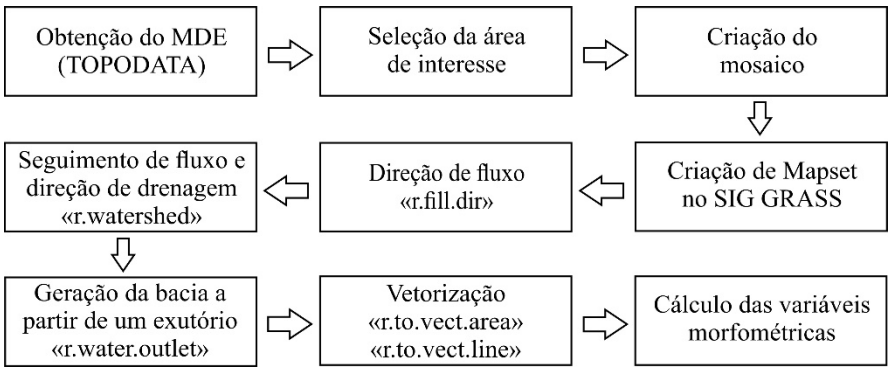


Figura 2. Fluxograma para delimitação de Bacia Hidrográfica pelo QGIS Desktop 2.18.7 with GRASS 2.7.0.

Com o intuito de conhecer o relevo da Bacia foram geradas as curvas de nível, o mapa hipsométrico e a declividade. Para a obtenção das curvas de nívelda Bacia hidrográfica rio Comemoração, foi utilizada a ferramenta extração de contornos, com uma equidistância entre as linhas de contorno de 50 metros.

Já o mapa hipsométrico, foi obtido a partir da imagem SRTM (altitude), cuja função é representar a elevação de um terreno através de cores, para o estudo foi utilizado o sistema de graduação de cores, em que começam com verde escuro para baixa altitude e, passando por amarelo e vermelho, para grandes elevações.

Para determinar a distribuição das classes de declividade da bacia do rio Comemoração, que é a diferença de nível entre dois pontos de um terreno, expressa em porcentagem, foram utilizadas as seis classes sugeridas pela EMBRAPA (1979), conforme pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1. Classificação da declividade segundo a EMBRAPA (1979).

Declividade (%)	Discriminação	Declividade (%)	Discriminação
0 – 3	Relevo plano	20 - 45	Relevo forte ondulado
3 – 8	Relevo suave ondulado	45 - 75	Relevo montanhoso
8 – 20	Relevo ondulado	> 75	Relevo escarpado

Os parâmetros morfométricos escolhidos para a caracterização da Bacia hidrográfica foram divididos em três categorias, geométricos, rede de drenagem e relevo, e para obtenção dos valores foi utilizado a calculadora de campo do Qgis Desktop 2.18.7 with GRASS 2.7.0.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

No que diz respeito aos parâmetros geométricos foram utilizados área de drenagem (A), perímetro (P), comprimento do rio principal (L), fator de forma (K_f), índice de circularidade (I_c), coeficiente de compacidade (K_c).

Já para o parâmetro rede de drenagem foram utilizados comprimento total dos cursos d'água (L_t), densidade de drenagem (D_d), coeficiente de manutenção (C_m), ordem dos cursos d'água. O parâmetro relevo foi obtido a partir da altitude mínima ($H_{mín}$), altitude máxima ($H_{máx}$), altitude média ($H_{méd}$), amplitude altimétricas (H_t), relação relevo (R_r) e índice de rugosidade (I_r). Na Tabela 2 encontra-se as equações e as definições referente aos parâmetros.

Tabela 2. Parâmetros morfométricos utilizados. (Continua)

Variável	Parâmetro	Equação/Unidade de Medida	Definição
Geométrica	Área (A)	Obtido na calculadora de campo do QGIS / (km²)	É a área plana (projeção horizontal) inclusa entre seus divisores topográficos.
	Perímetro (P)	Obtido na calculadora de campo do QGIS / (km)	É a medida de contorno da bacia hidrográfica.
	Comprimento (L)	Obtido na calculadora de campo do QGIS / (km)	É o comprimento do rio principal da bacia hidrográfica.
	Fator forma da bacia (K_f)	$K_f = \frac{A}{L^2}$	É a relação entre a área da bacia (km²) e o quadrado do seu comprimento axial (L) medido ao longo do curso d'água desde o exutório até a cabeceira mais distante do divisor de água (Villela e Mattos, 1975).
Geométrica	Índice de circularidade (I_c)	$I_c = 12.57\frac{A}{P^2}$	Relaciona o perímetro à área da bacia, cujos valores tendem para unidade em bacias de forma circular e diminuem para bacias com forma alongada (Villela e Mattos, 1975).
	Coeficiente de compacidade (K_c)	$K_c = 0.28\frac{P}{\sqrt{A}}$	É a relação entre o perímetro da bacia (P em m ou km) e a circunferência de um círculo de área (A em m² ou km²) igual à da bacia, é adimensional (Villela e Mattos, 1975).
Rede de drenagem	Comprimento total dos cursos d'água (L_t)	Obtido na calculadora de campo do QGIS / (km)	É a soma do comprimento de todos os cursos d'água pertencentes a bacia hidrográfica.
	Densidade de drenagem (D_d)	$D_d = \frac{\sum_{i=1}^{n} L_t}{L^2}$ (km/km²)	Indica a eficiência de drenagem na bacia, quanto maior a densidade de drenagem da bacia, mais rapidamente a água do escoamento superficial, originada da chuva, chegará ao exutório, gerando picos de cheia maiores e em instantes mais cedo.
	Coeficiente de manutenção (C_m)	$C_m = \frac{1}{D_d} * 1000$ (m/m²)	Viabiliza a área mínima necessária para que um metro de canal de escoamento desenvolva-se (Christofoletti, 1980)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

Tabela 3. Parâmetros morfométricos utilizados. (Conclusão)

Variável	Parâmetro	Equação/Unidade de Medida	Definição
	Ordem dos cursos d'água	Método de Strahler (1952)	Classificação da ordem dos cursos d'água para que possa ser feito o cálculo da densidade de drenagem.
Relevo	Altitude mínima ($H_{mín}$)	Extração de contorno	O relevo de uma bacia hidrográfica tem grande influência sobre fatores meteorológicos e hidrológicos. Por um lado, o relevo influencia a precipitação, temperatura e evapotranspiração, que são dependentes da altitude. (Shaidian et al., 2017)
	Altitude máxima ($H_{máx}$)	Extração de contorno	
	Amplitude altimétricas (H_m)	$H_m = H_{máx} - H_{mín}$ (m)	
	Relação de relevo	$R_r = \frac{H_m}{L}$ (m/km)	Relação entre a variação da cota (ΔH) e o comprimento do eixo da bacia (L). (Christofoletti, 1980)
	Índice de rugosidade (I_r)	$Ir = H_m * D_d$	Relação entre a variação da altitude (ΔH) e a Densidade de drenagem (D_d). (Christofoletti, 1980)

O mapa de tipos de solos da Bacia foi obtido utilizando os dados disponibilizados no sítio eletrônico da Divisão de Processamento de Imagens (DPI) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE (INPE, 2001), AMBDATA: Variáveis Ambientais para Modelagem e Distribuição de Espécies, na Escala 1:5000000.

Com o intuito de analisar o regime chuvas da bacia hidrográfica do rio Comemoração, foi realizado um levantamento de dados pluviométricos no portal HidroWeb, que faz parte do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). A ferramenta HidroWeb é importante para estudos hidrológicos, pois nela estão contidos dados coletados pela Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN).

Na bacia rio Comemoração foram encontradas 13 estações pluviométricas, dessas, apenas a estação meteorológica 1160002 - Fazenda Flor do Campo, localizada no município de Pimenta Bueno, Latitude -11.75 e Longitude -60.87, apresentou dados para análise pluviométrica da bacia. Dessa forma, foi possível obter uma série de dados de 15 anos, e a partir desses dados foi estabelecido, para o período de 1991 a 2005, as precipitações mensais máxima, mínima e média, bem como os totais anuais.

Resultados e discussão

Conforme é possível verificar na Figura 3.a, a precipitação média total anual da bacia do rio Comemoração foi de 1935 mm, para o período de 1991 a 2005.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

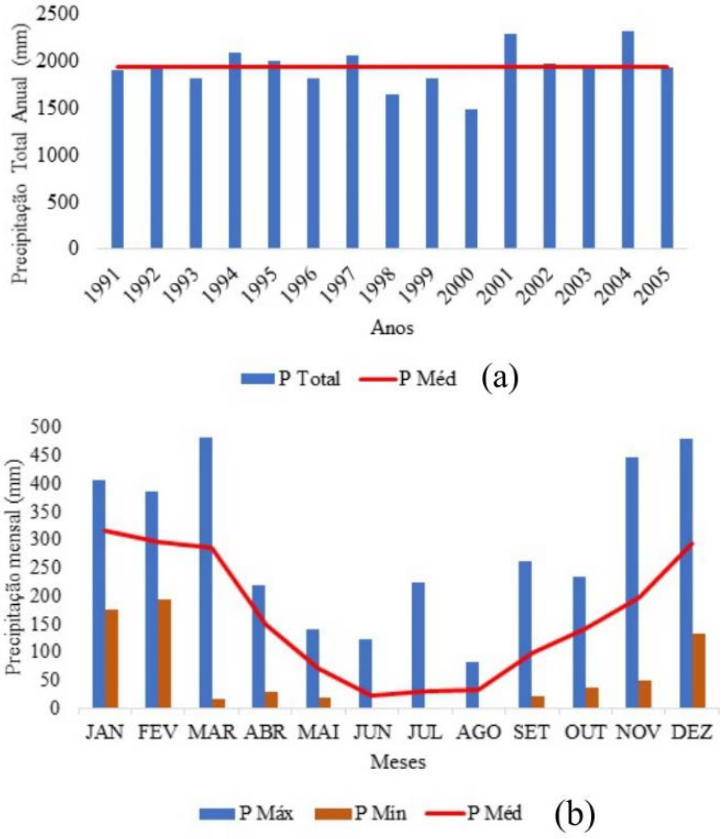


Figura 3. (a) Precipitação Total Anual (mm) da bacia hidrográfica Rio Comemoração, no período de 1991 a 2005. (b) Precipitação mensal mínima, máxima e média para bacia hidrográfica Rio Comemoração, compiladas para o período de 1991 a 2005. *Fonte: (ANA, 2020).*

Na Figura 3.b é apresentada a precipitação mensal mínima, máxima e média para bacia hidrográfica do Rio Comemoração, compiladas para o período de 1991 a 2005. Com relação aos meses mais chuvosos entre janeiro, fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro (Figura 3.b), a Bacia apresenta o pico de chuva em março, com precipitação máxima (Pmáx) de 481 mm. Já nos meses menos chuvosos, de abril a setembro, a precipitação mínima (Pmín) foi de 0 (zero) mm nos meses de junho, julho e agosto.

Ao analisar os meses de junho e julho do ano 1993 (Figura 3.b), observou um total anual elevado para o período de chuva de forma significante, alcançando valores máximos de 122 e 223 mm, respectivamente. Segundo Bezerra, Dantas e Trindade (2010), Franca (2015) e Silva, Brito e Oliveira (2016), o aumento ou redução das chuvas pode ser explicado pela variabilidade interdecenal e interanual do clima.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

A precipitação média mensal, do período mais úmido, de outubro a março, foi de 255 mm, enquanto que no período menos chuvoso a média foi de 67 mm, esses valores indicam que a área de estudo é bastante úmida durante o ano.

Com relação aos tipos de solos (Figura 4.a), foram identificadas quatro classes de solos na bacia do rio Comemoração: Neossolo Quartzarênico, totalizando 74% da área total da Bacia (3216.91 km²); Argissolo Vermelho-Amarelo, representando 13% da área (568.36 km²); Cambissolo Hápico encontrados em 10% (440.11 km²) e Latossolo Vermelho com 3% da área da Bacia (133.25 km²), conforme classificação de solos da EMBRAPA (2018).

Segundo Donagemma et al., (2016), os solos do tipo Neossolo Quartzarênico são bastante arenosos, e não apresentam restrições ao uso e manejo, porém devido a sua textura ser arenosa, existe a possibilidade de erosão.

Segundo a EMBRAPA (2018), o tipo Neossolo Quartzarênico, ocorrem em relevo plano ou suave ondulado, como pode ser observado nas Figura 4.a e 4.b da bacia do Rio Comemoração. Conhecer o tipo de solo, a declividade da Bacia e sua altitude, é de grande relevância para gestão de uma bacia hidrográfica.

No mapa hipsométrico (Figura 4.b) pode-se verificar as diferentes altitudes do relevo e sua distribuição espacial ao longo da bacia hidrográfica do rio Comemoração. É possível observar na Figura 6, que a Bacia possui uma variação altimétrica que vai de 200 a 620 metros de altitude, com uma amplitude altimétrica de 420 metros de altitude. Também é possível verificar que a nascente do rio principal está localizada na região de maior altitude, situando-se na porção sul da bacia.

O mapa hipsométrico tem fundamental importância, pois segundo Rodrigues, Carleto e Santos (2020), permite a visualização da dinâmica da água na Bacia hidrográfica, possibilitando a observação da variação da altitude, em que o escoamento parte da região de maior altitude para regiões de menores altitudes, e dessa forma em relevo plano ou suave ondulado o processo de infiltração ocorre com maior facilidade.

Na bacia do rio Comemoração, como mostrado na Figura 5, a classe de declividade 3 a 8% é a de maior ocorrência, com cerca de 2.341,91 km2 ou 54% da área. As classes de 0 a 3%, 8 a 20 %, 20 a 45% e 45 a 75%, ocupando 28%, 17%, 2% e 0,2%, respectivamente, da área da bacia. Não houve ocorrência da classe acima de 75% (escarpado).

A análise do parâmetro hidrológico declividade é muito importante, pois é um dos fatores que influenciam fortemente nos processos erosivos e na infiltração, uma vez que a velocidade de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

escoamento é regulada por esse parâmetro (Fonseca e Silva, 2017). O valor da declividade encontrado na bacia, sugere um comportamento de velocidade baixa no escoamento superficial, que por sua vez, possibilita maior infiltração da água no solo, aumentando a recarga dos aquíferos (Figura 5).

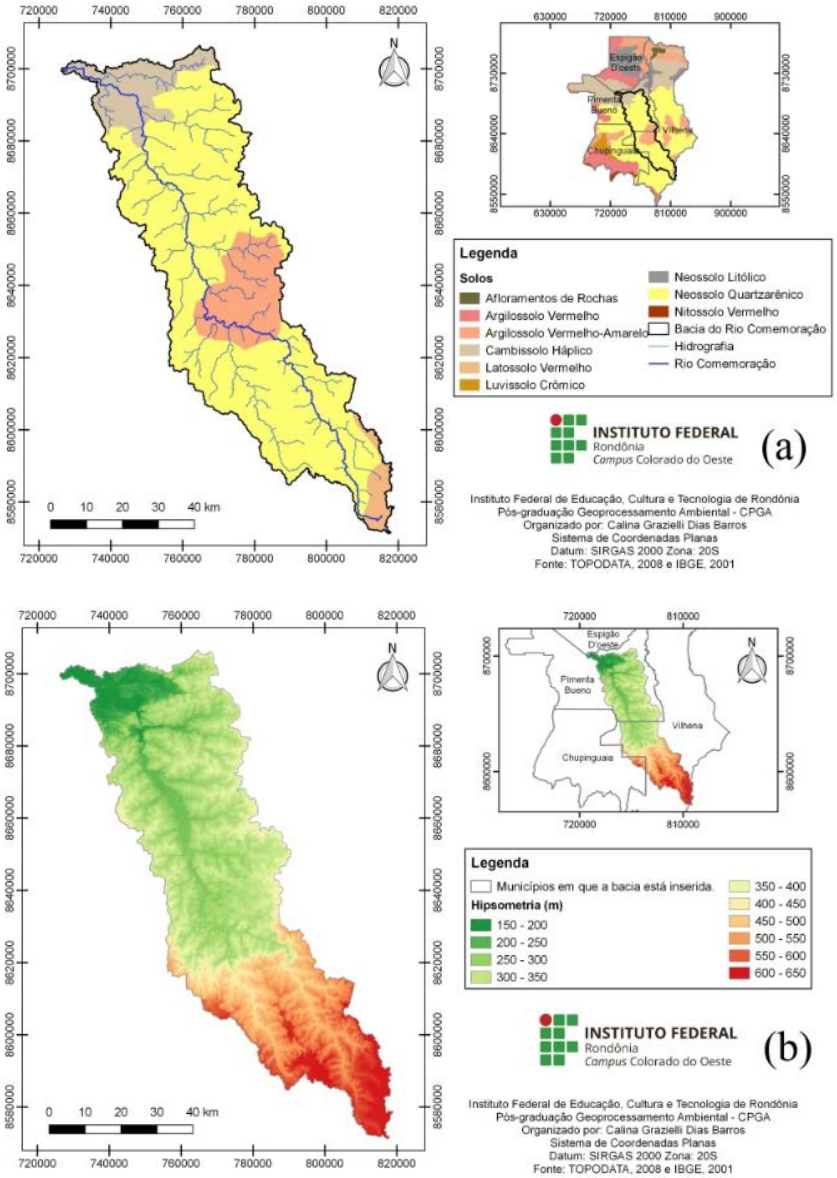


Figura 4. (a) Tipos de solos da Bacia hidrográfica do Rio Comemoração. (b) Mapa hipsométrico da Bacia do rio Comemoração.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

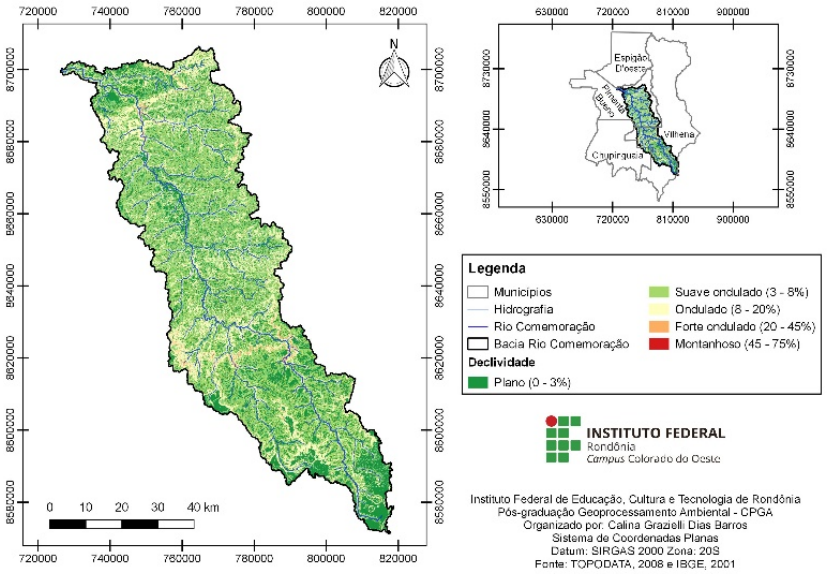


Figura 5. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Comemoração.

É importante salientar que uma análise dos dados integrados permitirá estabelecer uma relação entre os processos e a morfologia resultante, a fim de se estabelecer o planejamento ambiental adequado. Assim, os resultados obtidos, da caracterização morfométrica da bacia do rio Comemoração são apresentados na Tabela 3.

Tabela 4. Parâmetros morfométricos utilizados na análise da Bacia do Rio Comemoração. (Continua)

Variável	Parâmetro	Resultado
Geométrica	Área (A)	4358.64 km²
	Perímetro (P)	632.34 km
Geométrica	Comprimento do rio principal (L)	241.49 km
	Fator forma da bacia (K_f)	0.07
	Índice de circularidade (I_c)	0.14
	Coeficiente de compacidade (K_c)	2.68
Rede de drenagem	Comprimento total dos cursos d'água (L_t)	1110.60 km
	Densidade de drenagem (D_d)	0.25 km/km²
	Coeficiente de manutenção (C_m)	3924.58 m/m²
	Ordem dos cursos d'água	4º ordem
Relevo	Altitude mínima ($H_{mín}$)	200 m
	Altitude máxima ($H_{máx}$)	620 m
	Amplitude altimétricas (H_m)	420 m
	Relação de relevo	1.74 m/km
	Índice de rugosidade (I_r)	105

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

A bacia hidrográfica do rio Comemoração, possui uma área de drenagem de 4358.64 km², com perímetro de 632.34 km e comprimento do rio principal de 241.49 km (Tabela 3). Conhecer a área da Bacia é de grande relevância para gestão de recursos hídricos, uma vez que a área afeta diretamente o regime das vazões.

Com relação as variáveis geométricas fator de forma (K_f), índice de circularidade (I_c), coeficiente de compacidade (K_c), os valores obtidos foram respectivamente, 0.07; 0.14 e 2.68. Analisando o fator de forma, que expressa a probabilidade de a Bacia ter enchentes, o valor obtido é baixo, ou seja, mais distante de 1 (um), dessa forma, é possível verificar que a bacia do rio Comemoração possui tendência de uma bacia com formato alongado e não de um quadrado, confirmando, que esta é uma Bacia com pouco risco de inundações e cheias instantâneas. Segundo Villela e Mattos (1975), o fator de forma não leva em consideração o tamanho da bacia e sim sua forma.

A tendência alongada da Bacia e sua baixa susceptibilidade a enchentes obtida no K_f, pode ser comprovada pelo índice de circularidade (I_c), para o qual foi encontrado um valor de 0.14, este valor está abaixo de 0.51 indicando uma baixa tendência de sofre enchentes (Souza et. al., 2017). O coeficiente de compacidade, apresentou um valor alto, superior à 1.50 (Souza et. al., 2017), indicando, que a bacia do rio Comemoração possui formato alongado e apresenta baixa probabilidade à ocorrência de enchentes em condições normais de precipitação.

Quando se tem bacias no formato circular, a probabilidade de ocorrência de enchente é maior, pois terá um grande volume de água concentrado no rio principal (Collischonn e Tassi, 2008) Já em bacias com formato alongado, a probabilidade de enchentes é menor, pois com uma rede de drenagem alongada o volume é distribuído de maneira mais uniforme na bacia, evitando concentrações de escoamento superficial (Tucci, 2004).

Segundo a hierarquização da drenagem proposta por Strahler (1952), o valor encontrado indica que está Bacia é de 4ª ordem (Tabela 3) e o arranjo de seus canais lhe confere um padrão dendrítico, e conforme Winge (2020), esse padrão de drenagem apresenta confluências que lembram galhos (dendron) de uma planta quando vista em mapa (Figura 1).

Com relação a densidade de drenagem, foi encontrada de 0.25 km/km^2, e conforme Villela e Matos (1975), pode ser classificada como uma densidade de drenagem baixa, pois apresentou valor abaixo dos valores de bacias pouco drenadas (0.5 km/km^2), o baixo valor encontrado pode ser explicado, devido ao relevo plano e declividade suave ondulado da área, que indica que a Bacia possui baixa capacidade de escoamento (Soares et al., 2016).

O fato da Bacia apresentar baixo valor de D_d, reduz as chances de enchentes, uma vez que o processo de infiltração é intensificado e a recarga do aquífero é ampliada, isso faz com o que os

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

picos de vazões sejam reduzidos (Batista et al., 2017). Sendo assim, é preciso atentar para forma do seu processo de uso e ocupação, pois ela precisa ser de forma ordenada para garantir que a água precipitada infiltre abastecendo os aquíferos, o que por sua vez diminui inundação pelo extravasamento dos canais fluviais.

O coeficiente de manutenção (C_m), é um parâmetro morfométrico muito significativo no estudo de caracterização de bacias hidrográficas, pois indica a área mínima necessária para existir um metro de canal de escoamento (Schumm, 1956). O valor de Cm encontrado na bacia do rio Comemoração (3924.58 m/m²), é elevado e isso indica que a Bacia não é rica em curso d'água. Devido a Bacia apresentar 54 % de área com declividade suave ondulado, o escoamento superficial tende seguir fluxos preferenciais concentrando-se e assim a rede de drenagem vai se formando (Queiroz, Crispim e Silva, 2017).

A bacia do rio Comemoração possui amplitude altimétrica (H_m) de 420 m, com altitude mínima ($H_{Mín}$) de 200 m, localizado na região do seu exutório e altitude máxima ($H_{Máx}$) de 620 m, na região da nascente do Rio principal .O índice da relação de relevo (R_r), considera a razão entre a amplitude altimétrica e o comprimento do canal principal da Bacia e segundo Magalhães e Rodrigues (2020), o índice R_r é o resultado da relação de variação altimétrica a cada quilômetro de extensão do curso d'água, ou seja, a cada quilometro percorrido pelo rio Comemoração, sua altimetria aumentou ou diminuiu 1.74 m/km.

Analisando o índice de rugosidade (I_r), que é definido pela relação entre a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem, o valor obtido foi de 105. Devido ao fato da densidade de drenagem ser baixa (0.25 km/km²), e a amplitude altimétricas (420 m) ser alta, a Bacia pode ser classificada como fraca, segundo a classificação de Sousa e Rodrigues (2012), pois apresentou valor entre 0 - 150, sendo caracterizada como relevo plano.

Bacias com altos valores de rugosidade são altamente suscetíveis à erosão, pois apresentam maior declividade, o que por sua vez acentua o escoamento superficial (Dornellas et al., 2020). Na bacia do rio Comemoração, como o Ir foi fraco, confirmando por mais um índice que existe uma facilidade no processo de infiltração da água no solo.

Conclusão

Através do uso de ferramentas geotenológicas de acesso livre, é possível determinar e caracterizar com precisão os aspectos da bacia hidrográfica, consequentemente auxiliando no planejamento ambiental, através das informações obtidas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

Com relação à caracterização da bacia hidrográfica do rio Comemoração, foi possível observar com os resultados morfométricos, que a Bacia não apresenta suscetibilidade a enchentes em condições normais de precipitação.

Outra importante informação é a oriunda dos resultados da análise do relevo, pois tanto os dados de declividade, hipsometria, quanto os índices de rugosidade, relação de relevo e amplitude altimétrica, mostraram que a Bacia se encontra, em sua grande maioria, em um relevo suave ondulado (54% da sua área total), com uma amplitude altimétrica de 420 metros e com índice de rugosidade fraco, o que indica que a Bacia possui facilidade no processo de infiltração da água no solo.

Além disso, o tipo de solo predominante, Neossolos Quartizarênico, possui textura arenosa, o que combinado com as demais informações obtidas, valida a facilidade da Bacia quanto ao processo de infiltração e por sua vez colabora no processo de recarga dos aquíferos.

Sendo assim, os resultados obtidos das cenas SRTM possibilitaram a análise dos dados morfométricos, que são de grande importância para o planejamento do meio físico e da gestão dos recursos naturais. Dessa forma, por meio deste estudo, pretende-se contribuir na efetiva gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Comemoração.

Referências bibliográficas

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**(6), 711-728.

ANA, Agência Nacional de Águas (2020) *HIDROWEB*. Acesso em 22 de março de 2020, disponível em: http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao/.

Batista,D. F., Cabral, J. B. P., Rocha, T., Barbosa, G. R. (2017) Caracterização morfométrica da Bacia hidrográfica do Ribeirão Santo Antônio - GO. *Revista Eletrônica do Curso de Geografia - UFG/REJ: Geoambiente on-line*, (29), Jataí, GO. https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.50882

Bezerra, R. B.; Dantas, R. T.; Trindade, A. G. (2010) Caracterização temporal da precipitação pluvial do município de Porto Velho/RO no período de 1945 a 2003. *Revista Sociedade e Natureza*, **22** (3), Uberlândia, MG, 609-623. https://doi.org/10.1590/S1982-45132010000300015

Christofoletti, A. (1980) *Geomorfologia*, 1a ed., Editora Blucher, São Paulo, SP.

Collischonn, W., Tassi, R. (2008) *Introduzindo hidrología*, 6 ed., IPH UFRGS, apostila, Porto Alegre, RS, 274 pp.

Donagemma, G. K. et al. (2016) Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. *Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **51**(9), Brasília. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900001

Dornellas, P. da C., Xavier, R. A., Seabra, V. da S., Silva, R. M. da. (2020) Análise morfométrica da Bacia do alto rio Paraíba, região semiárida do Estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geomorfologia (Online)*, **21**(3), São Paulo, SP, 601-614. https://doi.org/10.20502/rbg.v21i3.1757

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1979) *Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos*. Rio de Janeiro. Reunião Técnica de Levantamento de Solos, 10. Sûmu1a. Rio de Janeiro, SNLCS, 83 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2018) *Solos. Sistema Brasileiro de classificação de solos*, 5a ed., Brasília, DF, 356p.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (2020) *Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (CNPF)*. Espécies Arbóreas Brasileiras. Acesso em 07 de setembro de 2020, disponível em: https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.

Fonseca, E. L. da, Silva, E. P. da. (2017) Análise Fisiográfica como subsídio ao estudo da suscetibilidade erosiva em bacias hidrográficas. *Revista ACTA Geográfica*, **11**(25), Boa Vista, 137-158. doi: 10.5654/acta.v11i25.4029

Franca, R. R. da. (2015) Climatologia das chuvas em Rondônia – período 1981-2011. *Revista Geografias Artigos Científicos*, **11**(1), Belo Horizonte, MG.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística (2020) *Censo 2010*. Acesso em 28 de agosto de 2020, disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, (2001) *AMBDATA: Variáveis Ambientais para Modelagem e Distribuição de Espécies.* Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro. Acesso em 19 de março de 2020, disponível em: http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2008) *Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil.* Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos. Acesso em 19 de março de 2020, disponível em: http://www.dsr.inpe.br/topodata/.

Köppen, W. (1936) Das geographische System der Klimate, Köppen, W., R. Geiger (Eds.): Handbuch der Klimatologie. *Gebrüder Bornträger*, Berlin, (1), part C, 1–44.

Magalhães, C. S., Rodrigues, S. C. (2020) A aplicação de parâmetros morfométricos no estudo do relevo das bacias do Rio Santo Antônio e Ribeirão Grande, Serra da Canastra, Sudoeste de Minas Gerais. *Caderno de Geografia,* **30**(1), 136-153. https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2020v30nesp1p136-153

MMA, Ministério do Meio Ambiente (1997) Lei da Política Nacional de Recursos Hídricos nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, criação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos Brasil. Acesso em: 20 ago. 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm.

Queiroz, P. H. B. de, Crispim, A. B., Silva, J. M. O. (2017) Atributos Morfométricos de um segmento do médio curso da Bacia hidrográfica do rio Pacoti, Ceará-Brasil. *Revista Perspectiva Geográfica-Campus Marechal Cândido Rondon*, **12**(16), 33-41.

Rodrigues, G. A., Carleto, N., Santos, G. O. (2020) Geração um de mapa hipsométrico da Bacia hidrográfica de Taquaritinga/SP. *Revista Interface Tecnológica*, **17**(1), 492-504. https://doi.org/10.31510/infa.v17i1.824

Santos, I. De O., Mariano, G. (2017) Sistema de informação geográfica e caracterização fisiográfica automática da Bacia hidrográfica do rio Tatuoca. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(3), 866-879. https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170056

Schumm S. A. (1956) Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. *Geological Society of America Bulletin*, **67**(5), 597-646. https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2

Shahidian, S. et al. (2017) *Hidrologia Agrícola*, 2a ed., Évora: Libéri.

Silva, F. P. da, Brito, J. I. B. de, Oliveira, G. B. (2016) Investigação da variabilidade interanual e interdecenal do clima do estado do Amazonas. *Revista Ciência e Natura*, **38**(3), Santa Maria, RS, 1426 – 1439. https://doi.org/10.5902/2179460X19894

Soares, L. S., Lopes, W. G. R., Castro, A. C. L., & Araujo, G. M. C. de. (2016) Análise morfométrica e priorização das bacias hidrográficas como instrumento de planejamento ambiental integrado. *Revista do Departamento de Geografia*, **31**, 82-100. https://doi.org/10.11606/rdg.v31i0.107715

Sousa, F. A.; Rodrigues, S. C. (2012) Aspectos morfométricos como subsídio ao estudo da condutividade hidráulica e suscetibilidade erosiva dos solos. *Revista Mercator*, **11**(25), Fortaleza, CE, 141 - 151. https://doi.org/10.4215/rm2012.1125.0011

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77245
Vol. 15, No.1, 185-200
6 de abril de 2022

Souza, C. F. de; Pertille, C. T.; Corrêa, B. J. S.; Vieira, F. S. (2017) Caracterização morfométrica da Bacia hidrográfica do rio Ivaí - Paraná. *Revista Eletrônica do Curso de Geografia - UFG/REJ: Geoambiente on-line*, (29), Jataí, GO. https://doi.org/10.5216/revgeoamb.v0i29.50602

StrahleR, A.N. (1952). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. *Trans. Amer. Geophys. Union*, **38**, 913-920.

Tucci, C. E. M. (2004) *Hidrologia: ciência e aplicação*. 3a ed. Porto Alegre: ABRH, 943 pp.

Venturi, L. A. B. (2011) *Geografia: práticas de campo, laboratório e sala de aula.* Editora Sarandi. São Paulo.

Villela, S.M.; Mattos, A. (1975) *Hidrologia aplicada.* São Paulo: McGRAWHill do Brasil, 245 pp.

Winge,M. et. al. (2020). *Glossário Geológico Ilustrado 2001 - 2019.* Acesso em 29 de setembro de 2020, disponível em: http://sigep.cprm.gov.br/glossario/

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE DA DISPONIBILIDADE HÍDRICA PARA O APROVEITAMENTO DE ÁGUA DE CHUVA NO ESTADO DO MARANHÃO, BRASIL

Ellen Soares Ferreira Marques [1]
* Mariane Furtado Gonçalves [1]
Claudio José Cavalcante Blanco [1]
Josias da Silva Cruz [1]

ANALYSIS OF WATER AVAILABILITY FOR THE USE OF RAIN WATER IN THE STATE OF MARANHÃO, BRAZIL

Recibido el 15 de octubre de 2020. Aceptado el 21 de junio de 2021

Abstract

The capture of rainwater is used as an alternative way to reduce the consumption of water produced by concessionaires, which for low-income consumers means important savings. In this context, the seasonality of rainfall was studied for use and reuse in the state of Maranhão, Brazil. For this, rain series of 12 rainfall gauge stations were analyzed, following the methodology used in the Climatological Norms of Brazil. The six months with the highest and lowest rainfall levels were taken to generate the total rainfall in the rainy season and the total dry period, respectively. The monthly volume of water collected was calculated according to the area of residential roofs in the rainy and dry periods. Thus, the possible reduction in water consumption by the concessionaire was compared and verified in both periods of the year for households with 2, 4 and 6 people. It was found that for the State of Maranhão the quantity of rainwater for reuse can be used for non-potable purposes, aiming to reduce the production of potable water by the concessionaire and the value of the population's bills.

Keywords: water reuse, non-potable purposes, environmental feasibility, seasonality.

[1] Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, Brasil.
* *Autor corresponsal:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Côrrea, 1, 66075-110, Belém, Pará, Brazil. Email: marianefg@ufpa.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Resumo

A captação de água da chuva é usada como forma alternativa para redução do consumo de água produzida pelas concessionárias, que para consumidores de baixa renda significa economia importante. Nesse contexto, a sazonalidade das chuvas foi estudada para aproveitamento e reuso no estado do Maranhão, Brasil. Para isso, séries de chuvas de 12 estações foram analisadas, seguindo a metodologia utilizada nas Normais Climatológicas do Brasil. Os seis meses com maiores e menores índices pluviométricos foram tomados para gerar o total de precipitação do período chuvoso e o total do período seco, respectivamente. O volume mensal de água captada em função da área de telhados residenciais nos períodos chuvoso e seco foi calculado. Assim, comparou-se e se verificou a possível redução no consumo de água da concessionária em ambos os períodos do ano para residências com 2, 4 e 6 pessoas. E, constatou-se, que para o Estado do Maranhão, o quantitativo de água da chuva para reuso pode ser usado para fins não potáveis, visando reduzir a produção de água potável pela concessionária e o valor das faturas da população.

Palavras chave: reuso de água, fins não potáveis, viabilidade ambiental, sazonalidade.

Introdução

A exploração dos recursos hídricos ameaça à segurança alimentar e o bem-estar da humanidade. Isso é devido ao aumento da pressão populacional, mudança nos padrões de consumo de água e fenômenos ocasionados pelas mudanças climáticas, como exemplo alterações na disponibilidade de recursos hídricos, desertificação, impactos na saúde e bem-estar da população (Kummu *et al*., 2016). O aumento da demanda hídrica mundial é estimado em 55%, principalmente, devido à crescente demanda do setor industrial, dos sistemas de geração de energia elétrica e dos usuários domésticos (WWAP, 2015). O uso de sistemas de aproveitamento de água é boa alternativa ao combate às enchentes, funcionando como uma medida não estrutural no sistema de drenagem urbana. Além disso, esse sistema proporciona o aumento da oferta de água para as edificações e, assim reduz o consumo de água potável. Segundo Calheiros *et al*. (2014), existem dois motivos para a utilização de água de chuva em áreas urbanas: i) a redução do consumo de água potável e ii) a melhor distribuição da carga de águas pluviais imposta ao sistema de drenagem urbana.

As variáveis de projeto de sistema de aproveitamento de água podem levar a um determinado volume obtido no dimensionamento e, assim permiti utilizar esta água para atender à demanda local por alguns dias, alguns meses ou por todo o ano. Segundo Amorim e Pereira (2008), geralmente os cálculos procuram garantir o atendimento de toda a demanda pelo maior período possível com o menor custo de implantação. Chaib *et al.* (2015), mostraram que, em Belo Horizonte nos períodos de estiagem são desfavoráveis ao armazenamento de água de chuva. Locais cujas chuvas apresentam maior consistência ao longo do ano permitem melhores resultados hidráulicos e econômicos. Fewkes (2015) avaliou o desempenho de sistemas de captação de água de chuva em Nothingham, Inglaterra, e considerou como variáveis de entrada: séries históricas pluviométricas diárias, área do telhado e período de armazenamento, com objetivo de avaliar a eficiência de uso de águas pluviais para usos residenciais não potáveis.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Alguns estudos têm sido realizados no Brasil para o aproveitamento de água de chuva, por exemplo, Cardoso *et al*. (2019), que avaliaram projetos de sistemas de capitação de água da chuva em dois edifícios públicos da Universidade Federal do Pará - UFPA, com diferentes áreas de captação, demanda de água não potável e número de usuários. Este estudo também forneceu dados importantes para a tomada de decisão de gestores públicos e empresas privadas sobre os aspectos técnicos e econômicos da viabilidade de instalação de sistemas de captação de água da chuva, contribuindo para criação de políticas que incentivam o uso sustentável da água no Brasil. Piratoba *et al.* (2017) citam o consumo de água captada diretamente do rio (sem tratamento) pela população de algumas comunidades da região insular de Belém, capital do estado do Pará. Esse fato motiva outros autores a realizarem estudos de implantação de sistemas de utilização de água da chuva na região.

Outro estudo realizado anteriormente, no caso de Rezende e Tecedor (2017), que avaliaram a viabilidade do aproveitamento de água da chuva em tanques experimentais, utilizados para ensaios de modelos reduzidos de embarcações da Faculdade de Tecnologia de Jaú, SP. Este trabalhou permitiu o máximo aproveitamento da água da chuva e resultou na maior redução possível da demanda de água potável do sistema de abastecimento público. Teixeira *et al*. (2016) verificaram a possibilidade de aproveitamento da água da chuva em uma indústria metalmecânica localizada no município de São José dos Pinhais, região metropolitana de Curitiba. Eles consideraram em sua pesquisa o volume de chuvas, a necessidade da indústria, as características de qualidade da água de chuva da região, além de realizarem uma simulação da cobrança pelo uso da água e emissão dos seus efluentes lançados em um córrego próximo. Nesta avaliação, verificaram que o aproveitamento de água da chuva poderia ser viável devido ao comportamento hidrológico da região estudada e a qualidade dessa água, verificada por ensaios de laboratório.

Portanto, a motivação para o estudo encontra-se na pouca literatura disponível para o aproveitamento de água da chuva no estado Maranhão, no qual são encontrados dois biomas, Amazônia, mais úmida e Cerrado, mais seco (Correia Filho *et al*., 2019). Assim, o objetivo deste estudo é avaliar a disponibilidade hídrica e a possível redução do consumo de água potável, e consequentemente, a redução de custos para a população. A análise leva em consideração o reuso de água para fins não potáveis e a sazonalidade das chuvas.

Material e métodos

Área de estudo e dados pluviométricos

O Estado do Maranhão está localizado no litoral norte do Brasil (Figura 1), ocupando uma área de 333,365.6 km², limitando-se ao Norte com o oceano Atlântico. Nas outras regiões, o estado limita-se com outros estados brasileiros. Para identificação e análise dos dados, foram utilizadas

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

informações das Estações Meteorológicas (Tabela 1) do Estado do Maranhão, encontradas no Banco de Dados Meteorológicos para ensino e pesquisa- BDMEP do Instituto Nacional de Meteorologia- INMET. Todas as séries de dados pluviométricos analisadas pertencem ao período de 1986-2016 (INMET, 2017).

Tratamento dos dados

Para o tratamento dos dados, foi utilizada a metodologia que é aplicada às Normais Climatológicas (INMET, 2017). Assim, para se determinar as normais de uma variável X para determinada estação meteorológica, computa-se inicialmente o valor Xij correspondente a cada mês i e cada ano j pertencente ao período de interesse – no caso, o período de 1961 a 1990. Para confecção, das figuras foi utilizado o Software Microsoft Excel® e para as confecções dos mapas foi utilizado o Software ArcGis® 10.7.

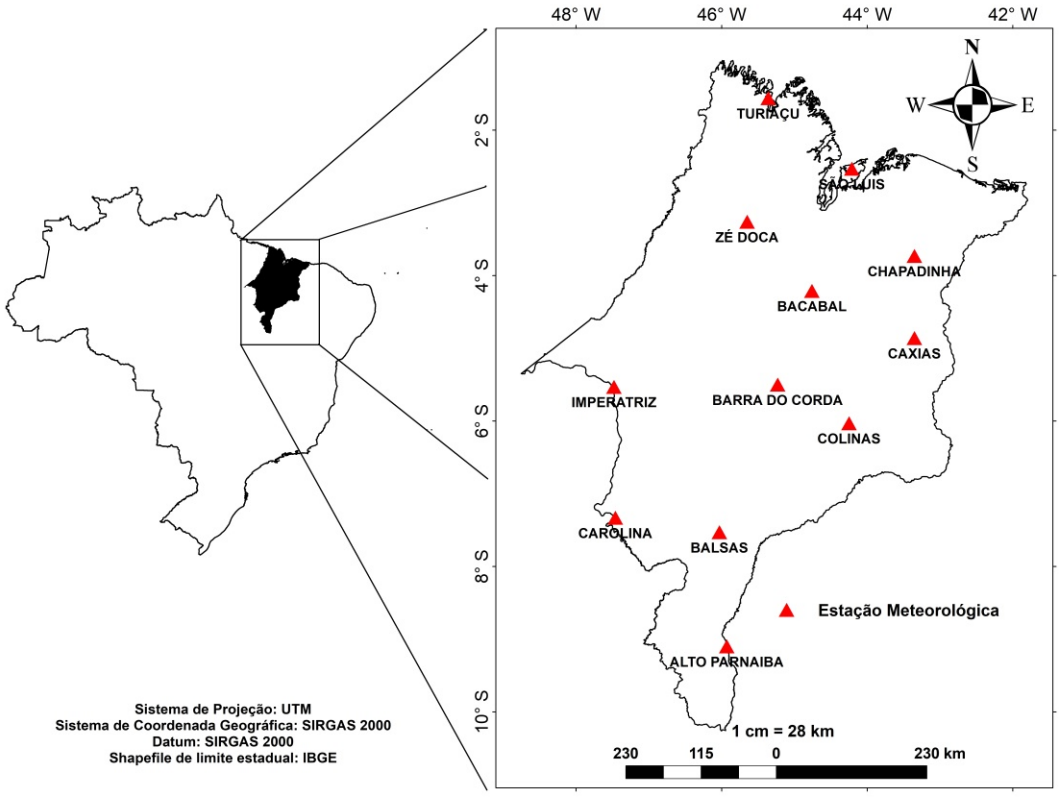


Figura 1. Mapa do Brasil e estado do Maranhão, com as respectivas estações meteorológicas.
Fonte: INMET/BDMEP (2017) – Banco de Dados Meteorológicos para ensino e pesquisa. Brasília, DF/2017. Acesso em: 13 set, 2017, disponível em:http://www,inmet,gov,br/portal/index,php?r=bdmep/bdmep

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Tabela 1. Nome, código (BDMEP do INMET) e coordenadas geográficas das estações meteorológicas.

Nome da Estação	Código	Latitude (°)	Longitude (°)	Desvio Padrão
Alto Parnaíba	82970	-9.1	-45.93	94.86
Bacabal	82460	-4.21	-44.76	137.14
Balsas	82768	-7.53	-46.03	80.46
Barra do Corda	82571	-5.5	-45.23	80.34
Carolina	82765	-7.33	-47.46	111.60
Caxias	82476	-4.86	-43.35	119.28
Chapadinha	82382	-3.73	-43.35	130.24
Colinas	82676	-6.03	-44.25	84.71
Imperatriz	82564	-5.53	-47.48	100.40
São Luís	82280	-2.53	-44.21	16345
Turiaçu	82198	-1.56	-45.36	15901
Zé doca	82376	-3.26	-45.65	128.66

Fonte: INMET/BDMEP (2017) – Banco de Dados Meteorológicos para ensino e pesquisa. Brasília, DF/2017. Acesso em: 13 set, 2017, disponível em:http://www,inmet,gov,br/portal/index,php?r=bdmep/bdmep

Sazonalidade das chuvas

Para análise da sazonalidade, foram obtidos totais mensais de precipitação no período chuvoso, utilizando-se a somatória das médias mensais do semestre cujo meses apresentaram maiores índices pluviométricos. Já para obtenção da precipitação total do período seco, foi considerada a somatória das médias dos meses com menores índices pluviométricos. Tanto no período chuvoso quanto no período seco foram utilizados os dados das 12 estações meteorológicas analisadas.

Redução no valor das contas de água

Como forma de analisar a viabilidade de economia devido ao reuso de água no estado do Maranhão, buscou-se o valor pago pela população no consumo de água à Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão - CAEMA. Sendo foi utilizada a categoria Residencial, em que se considerou um consumo mensal básico de até 10 m³/mês, com o pagamento de uma tarifa de R$ 20.84. Caso o consumo mensal ultrapasse 10 m³, considera-se a adição de um valor em reais de acordo com o consumo excedente. Por exemplo: de 10-20 m³/mês, adiciona-se o valor de R$ 4.22 ao consumo básico; de 20-30m³/mês, adiciona-se um valor de R$ 6.69; de 30-50 m³/mês, adiciona-se um valor de R$ 8.49; e acima de 50 m³/mês, adiciona-se um valor de R$ 13.33 (CAEMA, 2017). Assim, foi gerada e analisada a diferença entre o consumo mensal de uma residência e o provável volume bruto de água da chuva captado, com o intuito de se conhecer a provável economia produzida pelo reuso de água da chuva. Para o consumo de água em m³ por dia/pessoa, foram tomados dados do Relatório de Gestão do Exercício de 2014 da Agência Nacional de Águas do Brasil - ANA, que considera um gasto per capta de 0.18 metros cúbicos ao dia (ANA, 2014).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Para buscar o consumo mensal em m³, multiplicou-se o número de moradores de uma residência, pelo gasto per capita vezes 30 dias, obtendo assim o consumo mensal em m³. Para analisar os dados e verificar a economia da população pela utilização de água da chuva, adotaram-se áreas de captação de telhados com 100, 70 e 40 m^2. Dessa forma, utilizaram-se as informações do consumo mensal de água per capita, considerando de um a seis indivíduos por residência, subtraindo-se o volume mensal captado. E, ainda, foi verificado se houve alguma alteração na faixa de consumo (m³) e se houve alguma economia na fatura de água. A Figura 2 ilustra o processo metodológico do trabalho.

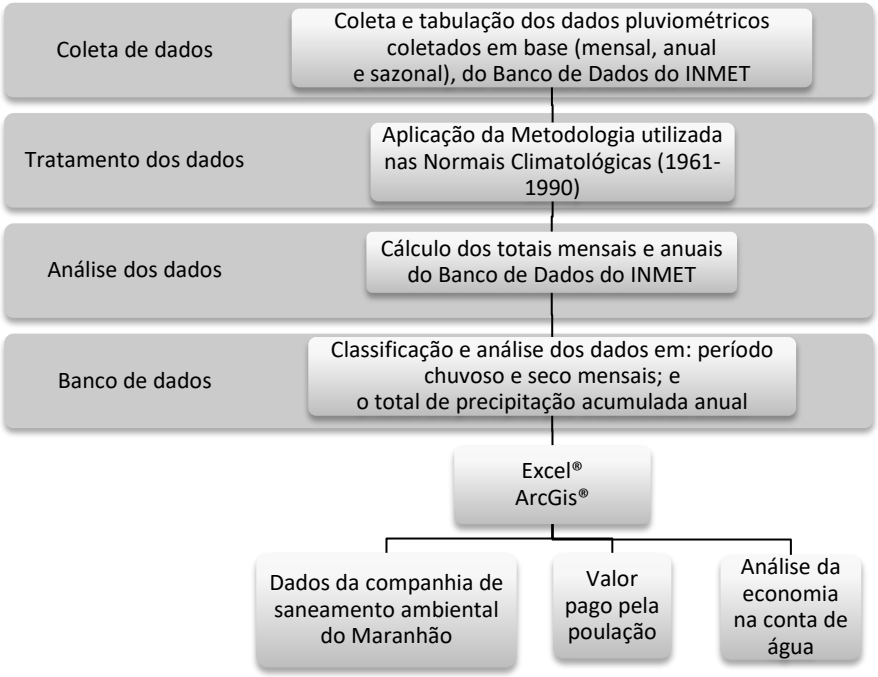


Figura 2. Fluxograma do processo metodológico da pesquisa.

Resultados e discussão

Regimes pluviométricos e sazonalidade

O estabelecimento dos períodos chuvoso e seco permitiu a observação de uma variação nos períodos de chuva e estiagem em todo estado. As estações de Alto do Parnaíba, Balsas, Barra do Corda, Carolina, Colinas e Imperatriz, apresentaram o mesmo período chuvoso, que vai de novembro a abril e de estiagem, indo de maio a outubro (Figura 3). Pode-se observar que

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

mesmo no período chuvoso, os índices pluviométricos mensais não ultrapassam 300 mm, sendo que as estações localizadas nos municípios de Carolina e Imperatriz apresentam os maiores índices pluviométricos (mês de maio) dentre as estações meteorológicas com este mesmo período de chuva.

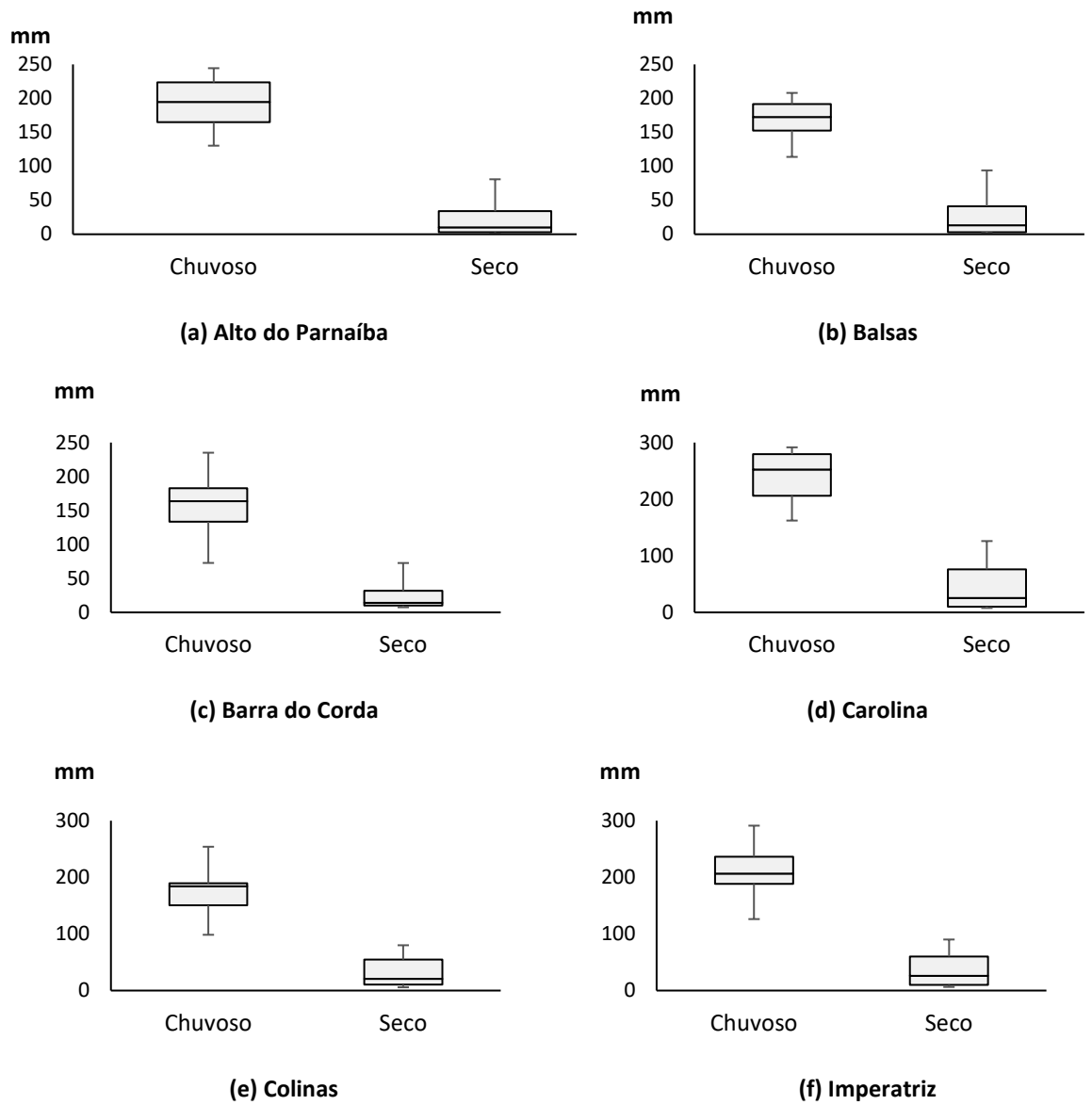


Figura 2. Boxplot dos dados de precipitação média mensal entre 1986-2016 das 6 estações pluviométricas com período chuvoso entre novembro e abril.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Excetuando-se a estação de Balsas, que tem seu maior índice pluviométrico, ocorrendo no mês de janeiro. As outras estações têm seu maior índice pluviométrico, ocorrendo no mês de março. Uma explicação para esse fato é a atuação da ZCIT (Zona de Convergência Intertropical), que traz grande instabilidade, convergindo os ventos às camadas superiores da atmosfera, dando origem ao cinturão de nuvens pesadas de chuvas, isso ocorre justamente nos meses de março e abril. A estação Alto da Parnaíba apresentou menores índices pluviométricos, com média de precipitação mensal de 1 mm no mês de julho.

As estações meteorológicas de Bacabal, Caxias, Chapadinha e Zé Doca, encontram-se dentro do mesmo período chuvoso (dezembro a maio) e de estiagem (junho a novembro), como pode ser observado na Figura 4. Apenas a estação de Bacabal apresentou índices pluviométricos superiores a 350 mm/mês no período chuvoso. No período de estiagem essas estações não apresentaram médias de precipitação inferiores a 10 mm/mês, exceto a estação meteorológica do município de Chapadinha com 4.4 mm no mês de setembro.

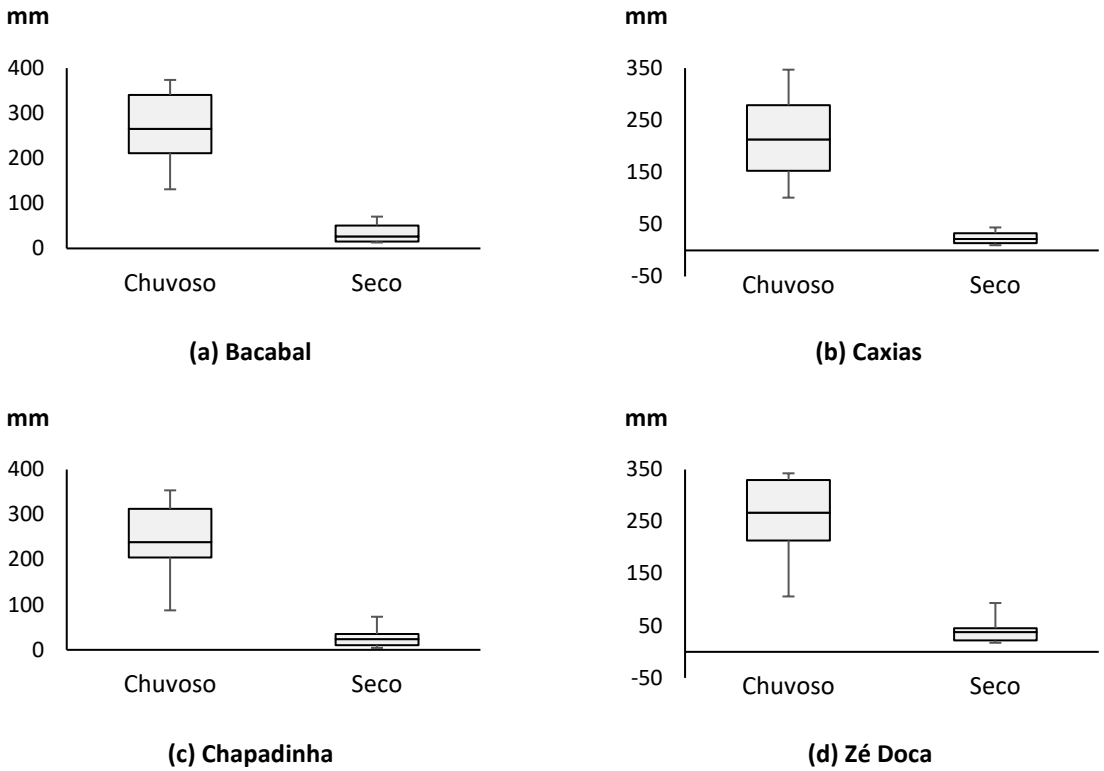
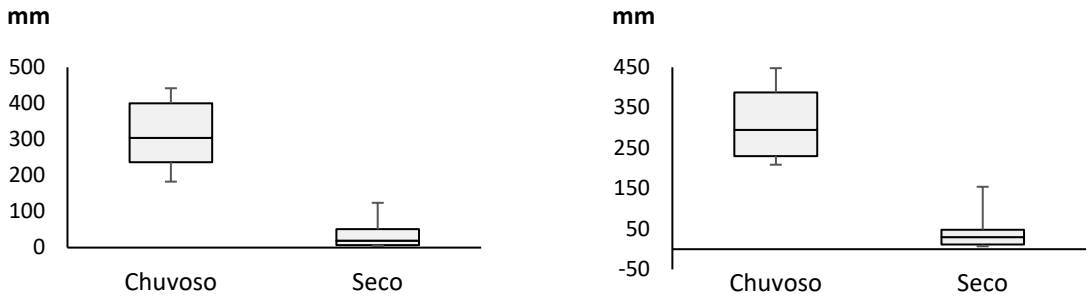


Figura 4. Boxplot dos dados de precipitação média mensal entre 1986-2016 das 4 estações pluviométricas com período chuvoso entre dezembro e maio.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Notou-se ainda que as estações do município de São Luís e Turiaçu, localizadas ao norte do estado, encontram-se dentro do mesmo período chuvoso (janeiro a junho) e de estiagem (agosto a dezembro), como mostra a Figura 5.



(a) São Luís **(b) Turiaçu**

Figura 5. Boxplot dos dados de precipitação média mensal entre 1986-2016 das 2 estações pluviométricas com período chuvoso entre janeiro e junho.

Essas estações apresentam maiores índices pluviométricos em comparação às outras estações estudadas, alcançando 450 mm no mês março. Entretanto, essas estações apresentam médias de precipitações mensais baixas nos meses de setembro a novembro, com média de precipitação inferior a 14 mm/mês.

Na Figura 6 é mostrado o mapa do estado do Maranhão com isoietas de precipitação média anual da série histórica de 1986 a 2016, realizado com método de interpolação Krigagem Ordinária. Observa-se que de norte a sul as precipitações diminuem. Os maiores totais pluviométricos da parte norte do estado, são explicados pela influência da ZCIT do atlântico sul. Os menores totais pluviométricos da parte sul do estado, são explicados pelo bioma cerrado, que ocupa essa região, fazendo fronteira com o semiárido nordestino.

Na Figura 7a é apresentado o mapa do estado do Maranhão com isoietas de precipitação média anual para o período chuvoso. Na Figura 7b tem-se o mesmo tipo de mapa, mas para o período chuvoso. Analisando-se a Figura 7a (período chuvoso), observa-se que os totais pluviométricos diminuem de norte para o sul, a exemplo da análise da Figura 6. Já para o período seco (Figura 7b), observa-se que as regiões noroeste e sudoeste do estado do Maranhão apresentam maior índice pluviométrico, e que esse índice vai reduzindo em direção das regiões nordeste e sudeste.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

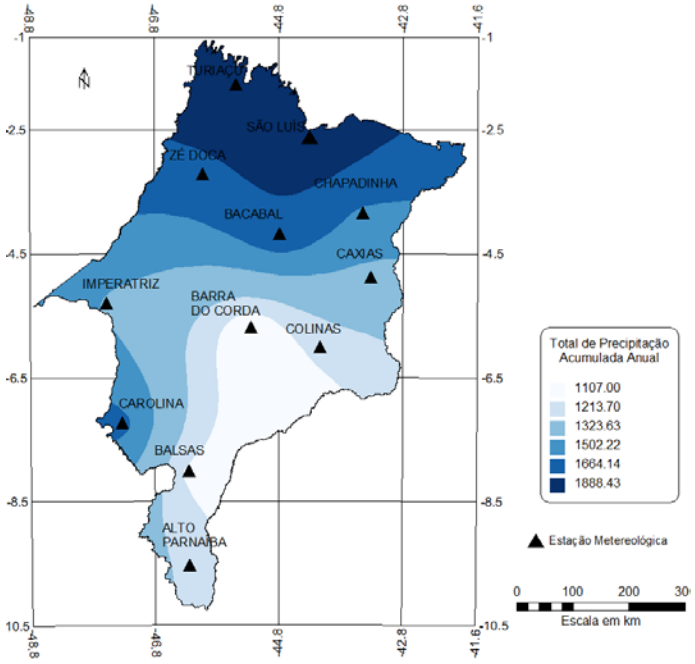
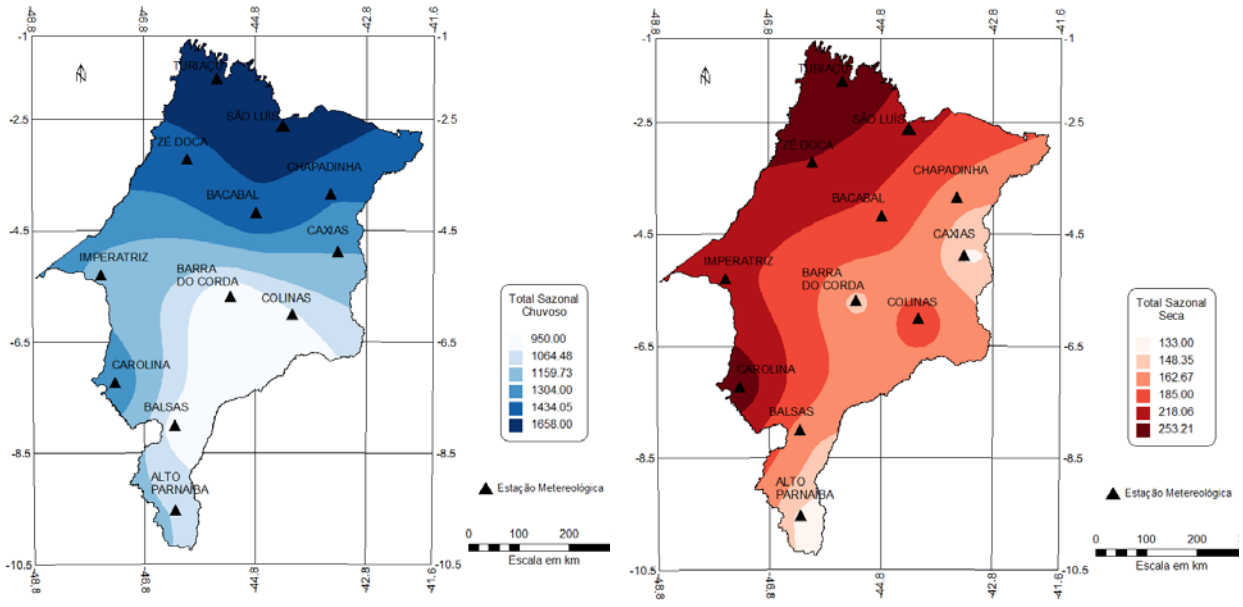


Figura 6. Mapa do estado do Maranhão com isoietas de precipitação média anual para o período de 1986 a 2016.



a) Precipitação anual no período Chuvoso **b) Precipitação anual no período Seco**

Figura 7. Precipitação total anual nos períodos chuvoso e seco entre 1986 e 2016.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Redução no valor das contas de água

Com a diferença entre o provável volume bruto captado pelos telhados (advindo das chuvas médias mensais de cada estação meteorológica) e o consumo de água mensal das casas em função do número de residentes, calculou-se o volume mensal disponível para reuso. Esse volume é usado para a determinação da economia na tarifa de água. Assim, nas Figuras 8 e 9 são apresentados mapas do estado do Maranhão com isoietas de volumes para reuso no período chuvoso e seco, respectivamente, em função das áreas dos telhados (40, 70 e 100 m^2). Analisando-se a Figura 8, percebe-se a maior disponibilidade hídrica para reuso na região norte do estado do Maranhão. Isso é devido aos maiores totais pluviométricos da parte norte do estado, que são explicados pela influência da ZCIT do atlântico sul. Os menores totais pluviométricos da parte sul do estado, são explicados pelo bioma cerrado, que ocupa essa região, fazendo fronteira com o semiárido nordestino. Já na Figura 9, percebe-se que os maiores volumes disponíveis para reuso encontram-se na região oeste do estado do Maranhão, influência do bioma Amazônia, mais úmido e, também, ainda da ZCIT do atlântico sul.

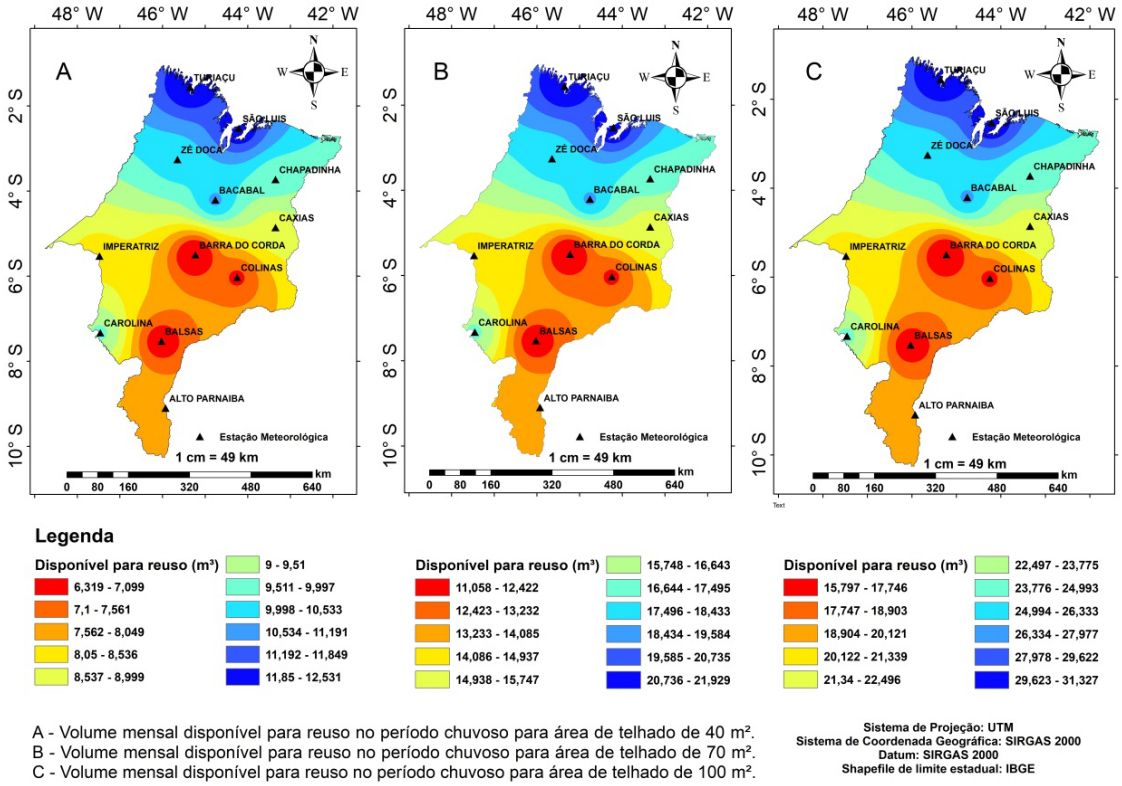


Figura 8. Mapas do estado do Maranhão com isoietas de volumes mensais para reuso no período chuvoso em função das áreas dos telhados das residências (40, 70 e 100 m^2).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

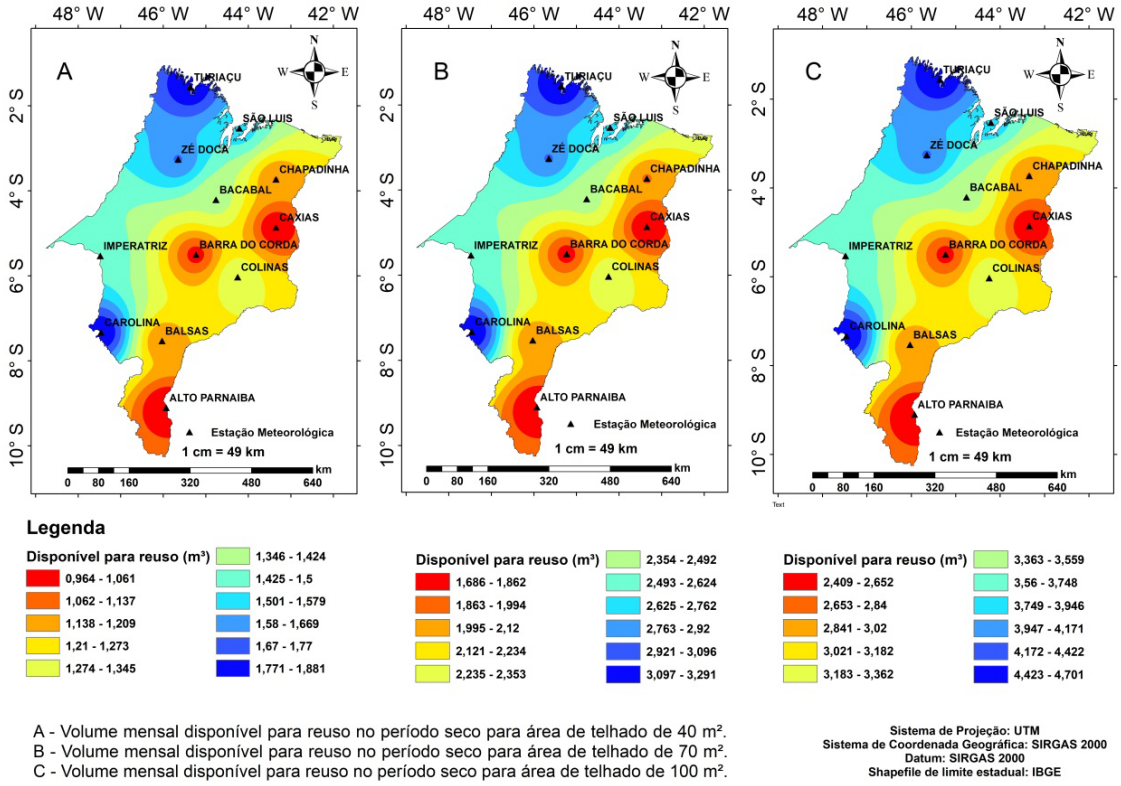


Figura 9. Mapas do estado do Maranhão com isoietas de volumes mensais para reuso no período seco em função das áreas dos telhados das residências (40, 70 e 100 m^2).

A Tabela 2 apresenta o valor da economia (R$) na fatura de água, que pode ser proporcionado pelo reuso, em função das estações pluviométricas, dos períodos chuvoso e seco; das áreas dos telhados e do número de residentes. Observa-se que no período chuvoso, a maior economia foi de R$ 8.49 mensais para residências com 6 residentes e 100 m^2 de telhado para metade das estações pluviométricas consideradas. Essa economia é importante, pois representa 30% de redução na fatura mensal. Em apenas 2 casos, estações Balsas e Barra do Corda, a economia foi nula no período chuvoso. Já para o período seco, a maior economia foi para residências com duas pessoas, com uma redução R$ 4.22 ao mês (uma economia de 17% no valor da fatura mensal), não importando a área de captação do telhado para todas as estações pluviométricas consideradas no estudo. Entretanto, para residências com seis pessoas e 40 m^2 de telhado, não houve economia para nenhuma estação pluviométrica considerada no estudo. Buscando mostrar a distribuição espacial da economia, com o reuso, nas faturas de água do estado do Maranhão, o valor médio de economia para cada estação pluviométrica do estado do Maranhão (Tabela 2) foi tomado e a Figura 10 foi elaborada para período chuvoso (Figura 10a) e seco (Figura 10b).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Tabela 2. Valor da economia mensal média (R$) na fatura de água em função das estações pluviométricas, das áreas dos telhados e do número de residentes.

	PERÍODO CHUVOSO									Valor médio
Área do Telhado (m^2)	100			70			40			
Número de residentes	2	4	6	2	4	6	2	4	6	
Valor da tarifa (R$)	25.06	27.53	29.33	25.06	27.53	29.33	25.06	27.53	29.33	
Alto do Parnaíba	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	1.80	4.22	2.47	1.80	4.04
Balsas	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	1.80	4.22	2.47	0.00	3.84
Barra do Corda	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.22	2.47	0.00	3.37
Carolina	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.79
Colinas	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	1.80	4.22	2.47	1.80	4.04
Imperatriz	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.32
Bacabal	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.79
Caxias	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.32
Chapadinha	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.79
Zé Doca	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	2.47	1.80	4.79
São Luís	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	4.27	5.53
Turiaçu	4.22	6.69	8.49	4.22	6.69	4.27	4.22	6.69	4.27	5.53
	PERÍODO SECO									Valor médio
Alto do Parnaíba	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Balsas	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Barra do Corda	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Carolina	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.80	4.22	2.47	0.00	2.63
Colinas	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Imperatriz	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.80	4.22	2.47	0.00	2.63
Bacabal	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.80	4.22	0.00	0.00	2.36
Caxias	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Chapadinha	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	4.22	0.00	0.00	2.16
Zé Doca	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.80	4.22	2.47	0.00	2.63
São Luís	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.80	4.22	0.00	0.00	2.36
Turiaçu	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	1.8	4.22	2.47	0.00	2.63

Analisando-se a Figura 10, observa-se uma maior amplitude nos valores de economia nas faturas de água para o período chuvoso (Figura 10a) no estado do Maranhão. Isso se deve a maior variabilidade climática, inerente ao período chuvoso. Além disso, como as chuvas aumentam na direção sul-norte, a economia também segue essa direção. Já no período seco (Figura 10b), há uma menor amplitude nos valores de economia, pois as chuvas diminuem em todo o estado do Maranhão. Entretanto, a direção sul-norte de aumento de economia é mantida.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

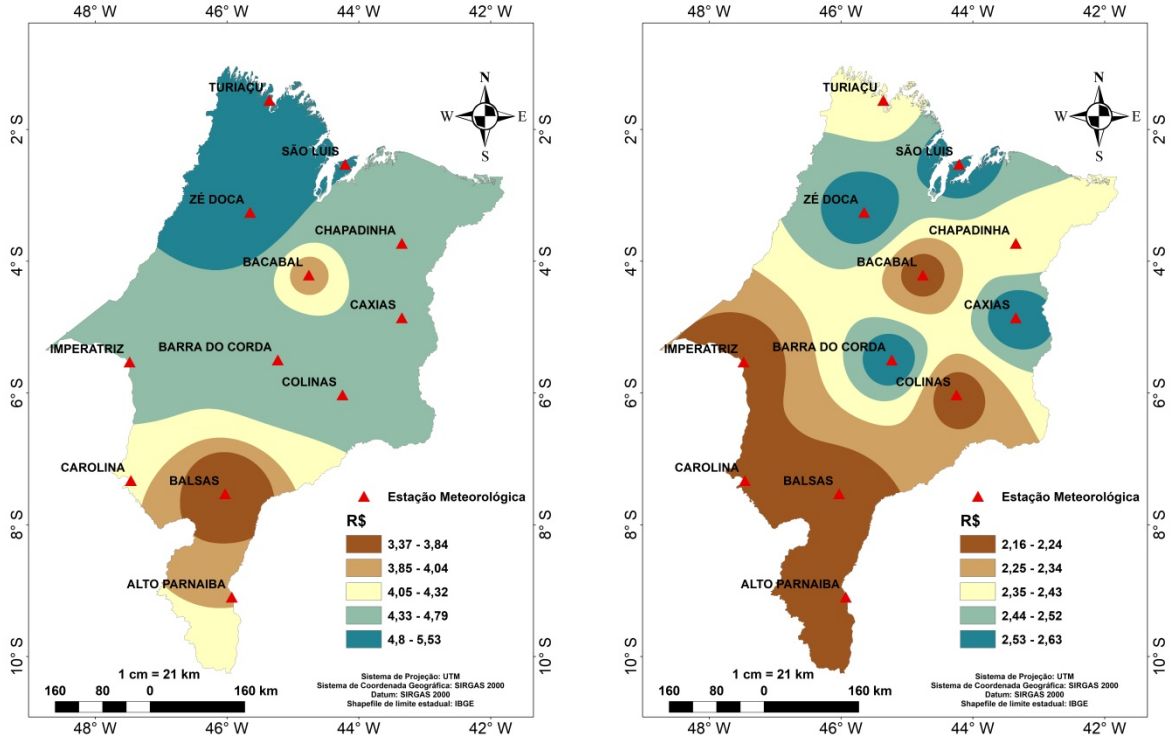


Figura 10. Mapas do estado do Maranhão com isoietas de valor mensal médio de economia na fatura de água nos períodos chuvoso (a) e seco (b) em função das áreas dos telhados (40, 70 e 100 m^2) e do número de residentes (2, 4 e 6).

Conclusão

Com base no estudo, constatou-se que o aumento da disponibilidade hídrica e a redução do valor da conta de água devido ao possível reuso de água da chuva, sendo similar ao regime pluviométrico do estado do Maranhão, que por sua vez também aumenta na direção sul-norte. A análise temporal, baseado na sazonalidade das chuvas, revela que no período chuvoso, a maior economia nas contas de água de R$ 8.49 mensais para casas com 6 residentes e 100 m^2 de telhado para metade das estações pluviométricas. Essa economia representa 30% de redução na fatura mensal. Apenas nas estações de Balsas e Barra do Corda, a economia foi nula no período chuvoso. Para o período seco, a maior economia foi para residências com duas pessoas, com redução R$ 4.22 ao mês (17% no valor da fatura mensal), não importando a área de captação do telhado para todas as estações pluviométricas consideradas no estudo. Entretanto, para residências com seis pessoas e 40 m^2 de telhado, não houve economia para as estações pluviométricas analisadas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Com relação à questão ambiental do reuso de água da chuva no estado Maranhão, que por sua vez deixa de usar uma quantidade de água potável significativa, contribui para a recarga dos aquíferos, dando uma destinação mais adequada às águas pluviais, que normalmente sobrecarregam os sistemas de captação, que estão interligados a rede de esgoto. Acrescenta-se ainda aos âmbitos ambientais e socioeconômicos e que os resultados são satisfatórios, na redução no valor das contas de água da população com a utilização de água da chuva para fins não potáveis. Assim, a adoção de sistemas de captação de água da chuva para fins não potáveis pode ser adicionada à agenda dos gestores públicos do Maranhão, pois a viabilidade do reuso de água da chuva é favorável tanto no período chuvoso como no período seco.

Referências

Amorim, S. V., PEREIRA, D. J. A. (2008) Estudo comparativo dos métodos de dimensionamento para reservatórios utilizados em aproveitamento de água pluvial, *Ambiente Construído*, **8**(2), 53-66.

ANA, Agência Nacional de Águas (2018) *Relatório de Gestão do Exercício 2014*. Acesso em: 14 mai, 2018, disponível em: http://www3,ana,gov,br/portal/ANA/todos-os-documentos-do-portal/documentos-aud/relatorio-de-gestao-do-exercicio-2013-2016/relatorio-de-gestao-do-exercicio-2014,pdf/view

Calheiros, H. C., Gomes, M. R., Estrella, P. M. A. (2014) Calidad de las águas meteóricas em la ciudad de Itajubá, Minas Gerais, Brasil, *Revista Ambiente & Água*, **9**(2), 336-346, http://dx,doi,org/10,4136/ambi-agua,1329

Cardoso, R.N.C., Blanco, C. J. C, Duarte, J. M. (2019) Technical and Economic Feasibility of Rainwater Harvesting Systems in Public Buildings in Amazon, Brazil, *Journal of Cleaner Production*.

Chaib, E. B., Rodrigues, F. C., Maia, B. H., Nascimento, N. O. (2015) Avaliação do potencial de redução do consumo de água potável por meio da implantação de sistemas de aproveitamento de água de chuva em edificações unifamiliares, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **20**(3), 605-614.

CAEMA, Companhia de Saneamento Ambiental do Maranhão (2017), Apresentação Operação, São Luís (2009) Acesso em: 7 set, 2017, disponível em: http://www,caema,ma,gov,br/portalcaema/index,php?option=com_content&view=article&id=107&Itemid=115

Correia, W. L. F. F., De Oliveira-Júnior, J., De Barros, D.S., Terassi, P. M.D.B., Teodoro, P. E., De Gois, G., Blanco, C. J. C., Souza, P. H. A., Costa, M. S., Gomes, H. B., Dos Santos, P. J.(2019) Rainfall variability in the Brazilian northeast biomes and their interactions with meteorological systems and ENSO via CHELSA product, *Big Earth Data*, **3**,315-337.

Fewkes, A. (2015) The verification of a behavioural model for simulating the hydraulic performance of rainwater harvesting systems, In: MEMON, F, A,; WARD, S, (Eds,), *Alternative water supply systems*, London: IWA, 47-61.

Ghisi, E., Ferreira, D. F. (2007) Potential for Potable Water Savings by Using Rainwater and Greywater in a Multi-storey Residential Building in Southern Brazil, *Building and Environment*, [S, l,], **42**(7), 2512-2522.

Gonçalves, M. F., Blanco, C. J. C., Dos Santos, V. C., Oliveira, L. L. S., Pessoa, F. C. L. (2016) Identification of Rainfall Homogenous Regions taking into account El Niño and La Niña and Rainfall Decrease in the state of Pará, Brazilian Amazon, *Acta Scientiarum*, **35**(2), 237-245, Doi: 10,4025/actascitechnol, v28i2,26534.

INMET, Instituto Nacional de Metereologia (2017) BDMEP, Banco de Dados Meterológicos para ensino e pesquisa (2017), Brasília, DF. Acesso em: 13 set, 2017, disponível em: http://www,inmet,gov,br/portal/index,php?r=bdmep/bdmep

INMET, Instituto Nacional de Metereologia (2017), Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990, Brasília, DF (1990) Acesso em: 14 de abril de 2017, disponível em: http://www,inmet,gov,br/portal/index,php?r=home/page&page=publicacoes

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77266
Vol. 15, No.1, 201-216
6 de abril de 2022

Pereira, L. R., Pasqualetto, A., Minami, M.Y. M. (2008) *Viabilidade Econômico/Ambiental da Implantação de um Sistema de Captação e Aproveitamento de Água Pluvial em Edificação de 100 M² de Cobertura*, Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Católica de Goiás, Goiânia.

Piratoba, A. R. A., Ribeiro, H. M. C., Morales, G. P., Gonçalves, W. G. (2017) Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil, *Revista Ambiente & Água*, **12**(3), 435-456, https://doi,org/10,4136/ambi-agua,1910.

Rezende, J. H., Tecedor, N. (2017) Aproveitamento de água de chuva de cobertura em edificações: dimensionamento do reservatório pelos métodos descritos na NBR 15527, *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, **12**(6)

Teixeira, C. A., Zatonni, G. T., Nagali, A., Freira, F. B., Teixeira, S. H.C. (2016) Análise de viabilidade técnica e econômica do uso de água de chuva em uma indústria metalmecânica na região metropolitana de Curitiba PR, *Gest, Prod,,* **23**(3) 638-648.

Ward, J. H. (1963) Hierachical grouping to optimize an objective function*, J, Am, Statist, Assoc*, **58**, 236-244.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

ACOUSTIC PERFORMANCE OF SUBFLOORS PRODUCED WITH RICE HUSK AND DIFFERENT COATINGS

Bruna Machado Costa [1]
Rafael Ferreira Heissler [1]
Henrique Santos Labres [1]
* Marco Aurélio Stumpf González [1]
Bernardo Fonseca Tutikian [1]

Recibido el 22 de octubre de 2020. Aceptado el 5 de noviembre de 2021

Abstract

The building industry has a large environmental impact. The replacement of natural aggregates by residues in cement composites it is an alternative. By another side, acoustic performance is very important to provide comfort to the users, and it is still more important in Covid-19' outbreak, because people stay much more time at home. There are some requirements in the standards for the evaluation of construction systems to be used in vertical buildings and the effects of waste in building materials need to be verified. The aim of this study is to analyse the impact on sound insulation of mortar subfloors produced with the replacement of 50% of the fine aggregate by rice husk. It was applied three types of coatings of common use in the local buildings: porcelain, vinyl, and laminated wood. The tests were carried out on reduced samples of subfloors with 1 m² of surface area and thickness of 5 cm in laboratory environment, following the requirements of ISO 10140-3:2010. It was verified that the substitution of the fine aggregate by rice husk did not present significant variations in the attenuation of the sound transmission in relation to the conventional subfloor. These results could be viewed as positive since the use of waste as a substitute for natural resources and could to contribute to the advance of sustainability in the construction sector.

Keywords: acoustic performance, subfloor, waste, rice husk, sustainability.

[1] Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Brasil.
** Corresponding author:* Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Av. Unisinos, 950 – Cristo Rei, São Leopoldo, Rio Grande do Sul. 99022-750. Brasil. Email: mgonzalez@unisinos.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Introduction

The building sector is one of the major causes of changes in the environment. The construction methods used, and the activities elaborated for buildings have a significant effect on the generation of waste. Due to the increase in construction in some countries, such as Brazil, especially in urban areas, the need for vertical construction has become inevitable (Neubauer, 2009). Nevertheless, it is important to obtain buildings that have an adequate performance in a multidisciplinary view. The performance in construction is related to the behaviour in use of the entire system that constitutes the building, evaluated in terms of efficiency throughout the useful life. Regarding the acoustic performance of buildings, in general, it can be said that the design of an effective project, regards the minimization of aerial and impact noise, the latter being achieved through the application of flexible and floating floors applied over a resilient material Patrício (2010) states that impact sounds are more problematic since the rigidity of the structure of the building allows the easy transmission of vibrations with and with a wider reach, and therefore, a constant target of complaint among users of a building.

Noise emissions in urban areas have increased due to the growth of large cities and the increase in the number of vehicles and industries. According to the World Health Organization (WHO), after air pollution from gaseous emissions and water pollution, noise pollution is what affects people all over the world (WHO, 2003). There are some differences in pandemic moments, such as those caused by Covid-19, in urban scale, and some authors indicated reductions on outdoor noise in lockdown periods (Aletta *et al*., 2020; Asensio *et al*., 2020; Sakagami, 2020; Radicchi *et al*., 2020), but inner noise could be expected to increase in vertical buildings because of the increase on the number, distance learning or work activities and greater permanence of users at home (Amerio *et al*., 2020; Bhamani *et al*., 2020; Rahiem, 2020).

To improve the quality of life of the inhabitants and the overall quality of the buildings, the standard establishes criteria of noise exposure, through the analysis of wall insulation; and percussion noise, through impact sound pressure tests on plates (ABNT, 2013; ISO, 1998, 2008, 2010, 2013). It also emphasizes the forms of verification (in the field or laboratory test) and its control. Well-constructed buildings can offer acoustic comfort in rooms, improving the integration of technical developments in construction.

The acoustic comfort is defined as the absence of significative noise, that is, of unwanted sounds, with the aim of taking care of health, the well-being of the user and the intelligibility of speech, adapting quality to environments to offer feelings of comfort in work, rest and leisure time. The environmental quality of the spaces is of great importance, since they can influence the quality of life, sleep and coexistence among users of the same building (Gerges, 2000). When the quality of a sound environment is compromised and comfort changes,

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

negative effects may appear, such as interference in the performance of tasks and increase some health problems, such as insomnia, irritability, headache, hypertension, and stress. Exposure to noise for long periods, such as aerial and impact noise on the building floors, can cause harmful effects on health (Ferraz, 2008).

According to Lopes (2010), there are different design strategies to control the noise, ranging from the removal of the noise source through the choice of better positioning of the buildings to the or closing materials, and the size and positioning of the openings. Walls and slabs, partitions and some building materials could reduce the transmission of noise from one environment to another. The acoustics of the rooms can be influenced by construction details, surface finish and small changes in a certain type. Each choice made on the type of structure, roofing, covering materials, air conditioning system, changes the shape of the building, the flexibility of the enclosure and the behaviour of the sound inside.

The search for a higher acoustic comfort leads to a progressive development of construction techniques. One of the most common technical solutions to ensure the good acoustic performance of floors is the use of floating floors. In this type of solution, the floor is made up of several layers of different materials. The visible layer, the floor covering, is placed in non-structural layers, some of which are made of resilient materials that allow vibrations due to impacts on the surface to be dissipated. There are two main types of floating floors. The first one uses a kind of floating slab. In this solution, the surface coating is applied over a concrete slab, and consists of an elastic layer made, for instance, using synthetic foams or natural fibres. This system is versatile because it enables it to be used of final layers of rigid materials such as ceramic mosaics to ensure that the vibrations generated above are not conduced to the structural parts. The behaviour of this option depends of good execution during construction phase, because it is necessary to ensure an effective separation between the structural elements and the floating layer, with no rigid connections, as well as depends of the kind of elastic material used. The other common option uses floating lining elements. This system consists of applying thin layers of synthetic foam under the main lining layer, for instance with a wooden floor. While acceptable results are possible, this type of construction scheme has some limitations compared to the previous one (Carvalho, 2006; Patrício, 2010).

Regarding floors and slabs of buildings, consideration should be given to the attenuation of airborne and impact noise. Heavy concrete slabs ease airborne sounds but are great facilitators of impact noise transmission. To minimize this noise in the floor and floor structures, the best way to absorb the impacts produced in the upper floors is the adoption of soft materials in their finishes, such as carpets and rubber floors (Carvalho, 2006).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

To reduce the impact noise, the floating floors are used on elastic bases, which disconnect substrates and floors from structural and/or sealing elements. There are several ways to build a floating floor, either with the conventional finish of wood blocks, such as floors, laminated wood, vinyl slabs, ceramic slabs, marbles, granites or even the carpet. The installation of dual panel drywall panels is an alternative to mitigate impact noise when the construction is already finished and occupied (Carvalho, 2006).

There are some studies about acoustic behaviour in subfloors and concrete slabs (Borges *et al.* 2018; Brancher *et al.*, 2016; Branco *et al.*, 2010; Pacheco *et al.*, 2017a; Pacheco *et al.*, 2017b; Souza et al., 2020; Tutikian *et al.*, 2012) and floor coverings (Pereira *et al.*, 2014). Through these concepts, Borges *et al.* (2018), González *et al.* (2013), Tutikian *et al.* (2012) and Vyšvařil *et al*. (2019) investigated the acoustic potential of subfloors produced with different compositions of rice husk, Ethylene Vinyl Acetate (EVA), and wood waste.

Tutikian *et al.* (2012) developed a study using three rates of EVA residues to produce lightweight concrete. They present an evaluation of the acoustic performance and analyses the relationships among impact noise levels and material' properties, such as water absorption, voids and densities. ISO 140-7:1998 guided laboratory experiments on noise impact. The concrete with recycled EVA showed a reduction of impact noise level up to 15 dB.

González *et al.* (2013) investigated the potential of acoustic absorption in mortar composites, partially replacing the sand with three types of residues, among them the rice husk. The experiment was carried out using five tax substitution of residues (0%, 5%, 10%, 25% and 50%), as measured in volume, with the same rate cement/aggregate (1:4). It was performed the impedance tube method with Ø100mm specimens according to ISO 10534-2:1998. They point out that for the rice husk composite with 50% composition for noise reduction (NRC) closely resembles the results of a standard acoustic foam.

Tutikian *et al.* (2013) produced samples of 1.0 m^2 (with four 50cm x 50cm plates) and a thickness of 3cm. The tests were developed in the field, after the methods of ISO 140-7:1998 and ISO 717-2:2013. The reference slab is composed by a 10cm structural concrete slab. The masonry walls are covered by plaster and painted. The room had dimensions of 4.64m x 3.5m x 2.76m, with a volume of 44.82 m^3. The results indicated that the incorporation of EVA in the concrete slabs improved the acoustic performance of the floor system.

Borges *et al.* (2018) worked with rice husk. In the experiment presented, the authors analyzed the impact noise level of the samples of subfloor with dimensions 1.0m x 1.0m, with 3cm and 5cm of thickness. They investigated the acoustic potential of subfloors produced with three compositions of rice husk and other residues (25%, 50% and 75%). It can be noticed that the increase of rice husk rate increased the reduction of sound pressure levels of the plates, improving its acoustic performance regarding the reference composites.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Souza *et al*. (2020) examine the effectiveness of ribs and hollow brick composite slabs, which is a common construction option in Brazil. This study compared sound pressure level measurements with ribbed and hollow brick slabs using multilayer coatings and plasterboard, as well as solid concrete reference slabs. The test was performed in acoustic chamber, in accordance with ISO 10140-5:2010. Results of that study indicated that applying an elastic layer under the mortar using a gypsum ceiling reduces the noise pressure level with a weighted effect, about 40dB compared to other samples.

Several materials were investigates in acoustic studies, such as bamboo (Chen, Jiang, 2018; Putra *et al.*, 2015), coconut (Olukunle *et al*., 2018), tea-leaf (Ersoy, Kuçuk, 2009), sugarcane (Ismail *et al.*, 2014; Othmani *et al.*, 2016, 2017), sisal (Wang *et al.*, 2018), kenaf (Berardi, Iannace, 2015; Lim *et al.*, 2018; Ramis *et al.*, 2010; Ying *et al.*, 2016), and rice husk (António *et al.*, 2018; Borges *et al.*, 2018; Ismail *et al.*, 2014; Marques *et al*., 2020).

The rice husk is a natural fibre, an agroindustry waste found in large quantity in regions of rice production. Regarding some properties, it can be applied to obtaining new materials for construction. Indeed, it is a waste that has several applications, such as concrete filler and power generation. It is important to consider that the use of these residues could to favour the reduction of environmental problems caused by their improper disposal. More specifically, rice husk that can be used effectively to minimize acoustic transmission in buildings. Therefore, the possibility of creating a material from this natural element that is capable of improving acoustic conditions. There are studies on other aspects of construction properties (Bezerra *et al.*, 2012; Lopes *et al.*, 2017; Pachla, 2015, 2017; Salih *et al.*, 2015; Zucco and Beraldo, 2008).

The aim of the research is to assess the acoustic performance of subfloors with partial replacement of the aggregate by rice husk, using diverse types of finished floor coatings, subjected to a standard impact to obtain the level of standardized impact sound pressure for the analysed frequency bands, the weighted normalized impact sound pressure level and, finally, the weighted reduction of the impact sound pressure level among the samples evaluated.

Method

That work compares the noise reduction of various flooring solutions, substituting part of fine aggregate by rice husk in subfloors and composing it with three types of coatings of common use in the local buildings: porcelain, vinyl, and laminated wood. The laboratory tests were carried in laboratory environment, following the requirements of ISO 10140-3:2010.

The criterion of choice of the residue, as well as other methodological parameters, was based on earlier research carried out by González *et al.* (2013) and Borges *et al.* (2018) analyzed the acoustic behaviour

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

of composites with different residues, rice husk, include three types of coatings in subfloors when moulded into 1.0 m^2 samples. According to ISO 10140-3:2010, the surface of the sample to be tested must have at least an area of 10 m^2. Following the testing method of Borges *et al.* (2018) that adapted the test with the use of samples in dimensions of 50cm x 50cm, four samples were used with 1.0 m^2. It is useful to make ease the transportation of the samples, to minimize the assembly, and avoid wastage of materials. However, because of the reduced size of the boards, only a comparative analysis is allowed, and a full weighted normalized impact noise level is not obtained.

The substitution of the fine aggregate by rice husk was developed at 50%, in 5cm thick subfloors, following the 1:4 mix proportion used by González *et al.* (2013). To produce the subfloors mortars we used the pozzolanic cement and medium-grade sand. The fine aggregate was screened for the removal of unwanted particles. The material was reserved in an oven at 105 °C for a period of 24 hours to remove the moisture present. After the interval to reach room temperature, it was stored in a closed plastic container until the date of the subfloors' moulding. The rice husk was supplied by a local rice producer. The rice husk needed a selection to remove the coarser waste in the material through the screening, using the sieve #4.8mm.

Eight subfloor samples were formulated with standard dosage, without replacement of the fine aggregate (URS), and 8 subfloor samples with the replacement of 50% of the fine aggregate by rice husk (RHS). The subfloor samples had a cure for 28 days, staying in the mould during the first 72 hours; after this period were demoulded and reserved in an air-conditioned room for finishing the cure. The coatings used in this experimental program are laminated wood, vinyl, and porcelain tile. The choice was due to these being among the materials most used in the buildings in the region. Procedures follow the rules of NBR 7374:2006, NBR 14833-1:2014 and NBR 9817:1987, respectively. The mounting of the vinyl coating (Figure 1a), laminated wood (Figure 1b) and porcelain tile (Figure 1c) followed the manufacturers' information.



Figure 1. Coatings used

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Four samples were tested at a time, forming a surface area of 1.0 m^2. The impact noise tests of the subfloors were performed in reverberation chambers. As NBR 15575-3:2013 does not refer to the technical regulations to be used for conducting standard impact isolation tests in the laboratory, the requirements of ISO 10140-3:2010 for test procedures and ISO 717-2:2013 for the determination of the weighted standardized sound pressure level. The reverberation time of the receiving chamber was decided by the precision method according to ISO 3382-2:2008. The emitting chamber, which refers to the upper environment, has a volume of 48.75m^3 and receiver chamber a volume of 48.62m^3. The chamber has a massive concrete slab of reinforced concrete with a thickness of 12cm. In this work, it is described as a "zero slab", its walls consisting of masonry of double solid block totalling a thickness of 40cm, coated with plaster and painted with acrylic paint.

The impact noise test is performed using a standard impact-generating machine Brüel & Kjær (B&K) Tapping Machine 3207. This equipment has the function of exciting the floor, simulating standardized and standardized impacts. In addition, the following equipment was used: microphone B&K 4189, Analyser B&K 2270, emission source omnidirectional Dodecahedron B&K 4292, Power amplifier B&K 2734, Instrutemp thermo-hydrometer ITMP 600 and cables.

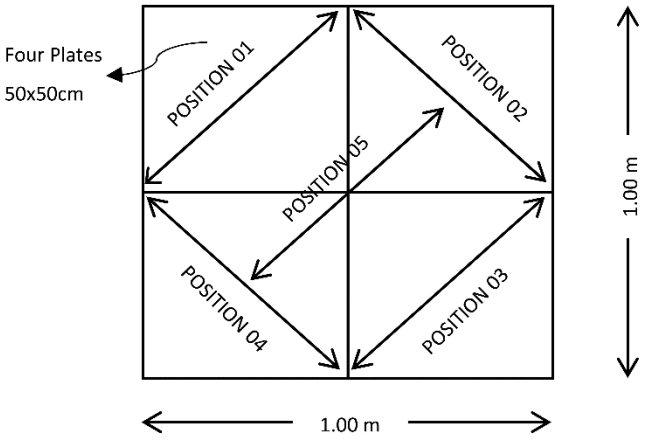


Figure 2. Schematic positions of Tapping Machine on the subfloor.

The standard impact emitting source was placed on the subfloor samples in the emitter room in five positions, as shown in Figure 2, while in the receiving room the analyser and receiver microphone were measuring position twice during each source position, totalizing 10 measurements for each sample tested. The temperature and relative humidity of the emitting and receiving chamber were captured at the beginning of each test, the temperature ranging between 18 °C and 27 °C and the relative humidity between 51% and 78%.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Results and discussion

The tests performed resulted in the normalized impact sound pressure levels (L_n) and weighted ($L_{n,w}$). Based on these data, one can also calculate the weighted reduction of the impact sound pressure level (ΔL_w). The results of the standard impact sound pressure levels of uncoated mortar composites and the three types of coatings are presented in Figure 3 for octave thirds bands from 100Hz to 5,000Hz.

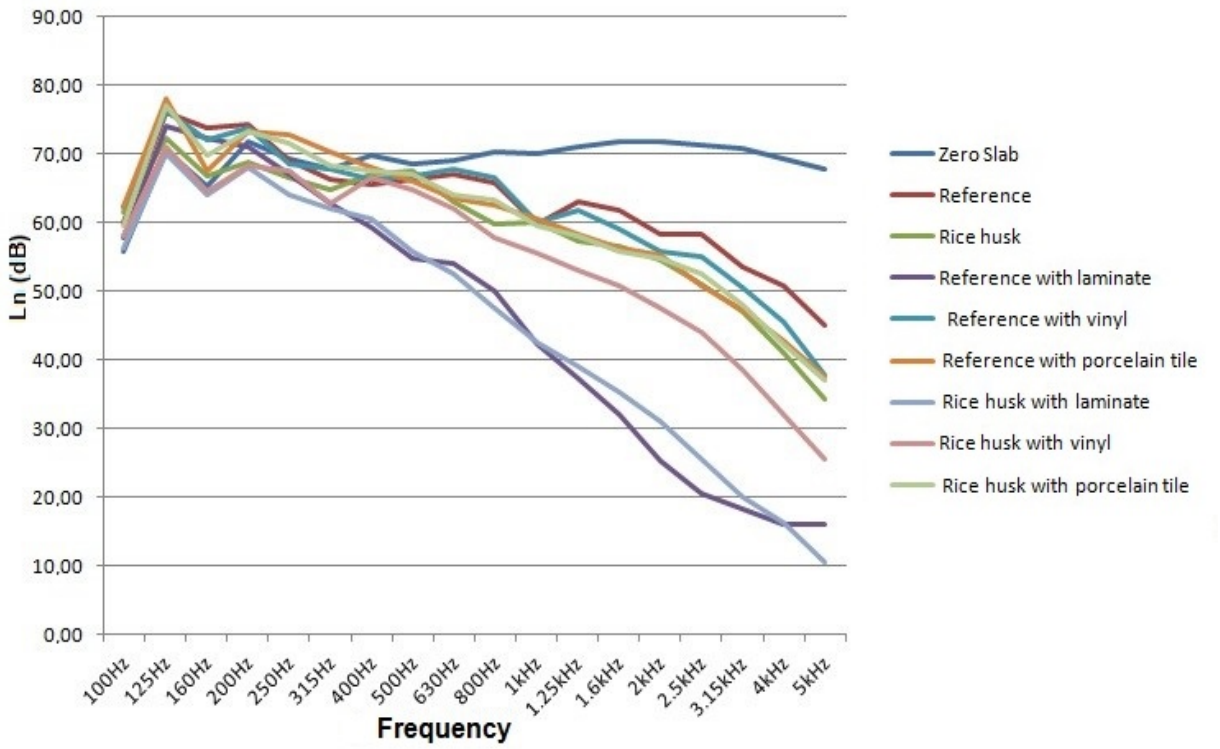


Figure 3. Standard impact sound pressure level of test plates with and without coatings

The uncoated reference subfloor (URS) presents L_n of 60dB in the 100 Hz frequency band, while the rice husk subfloor (RHS), reaches 62 dB. Both samples have the higher sound transmission in the frequency band of 125 Hz, as well as all the other tests, obtaining their greatest values of L_n. In this frequency band, the composite with rice husks reaches 72 dB, while the reference subfloor reaches 76 dB, showing a greater attenuation of the transmissions in the sample with rice hulls. From the 160 Hz frequency bands, the normalized impact sound pressure level is reduced, and when comparing the subfloors tested, the RHS presents less sound transmission from this frequency centre, except in the frequency band of 1,000 Hz in that the L_n is 60 dB for both samples.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

It is also verified that the L_n of the "zero slab" is constant, while the subfloor produced with rice husk with partial replacement of the small aggregate expresses an expected drop of the transmission levels, more significant in the bands of high frequencies. For tests with laminate flooring, there are alternations of performance during the test. The most significant was in the frequency bands of 1,000 Hz up to 4,000 Hz, in which the reference sample stands out in relation to that of rice hulls. However, in low-frequency bands, the RHS coated with laminate flooring was more efficient when compared to URS. The subfloor coated with vinyl floor achieved the most significant result in the comparison between the use of a URS and RHS, since in all frequency bands analysed, the normalized impact sound pressure levels were lower for the subfloor of mortar with residue of rice husk, except for the 400 Hz frequency band in which both presented a L_n of 67 dB.

The behaviour of porcelain coated composites is very similar in all analysed frequency bands, without significant changes. It can be said that only in low-frequency bands the result is more representative, with smaller L_n for RHS samples. Among the tests analysed with subfloors coated with different finishing floors, those with the use of porcelain tile presented higher sound transmission. As for the weighted normalized impact sound pressure levels, this data makes it possible to quantify the sound attenuation of an element from a single value according to ISO 717-2:2013. The lower is the index in dB, the better its behaviour, as shown in Figure 4.

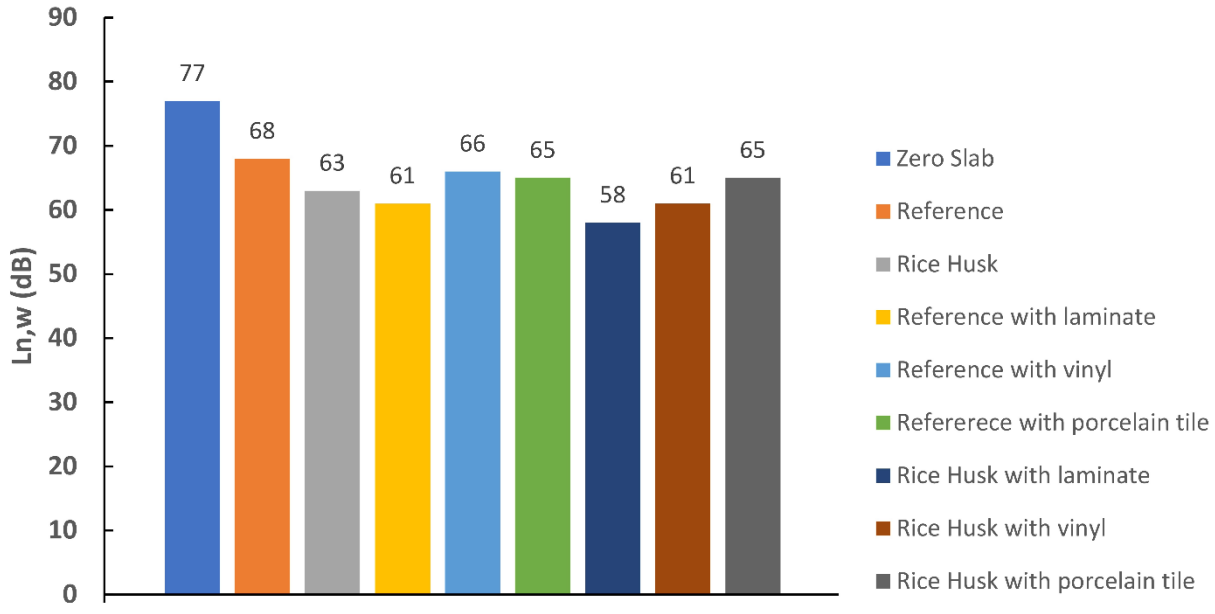


Figure 4. Weighted standardized sound pressure levels ($L_{n,w}$)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

It was seen that all the composites of mortar presented values lower than that of the "zero slab" (separation slab of the chambers). It can be noticed that the composites in which 50% of the aggregate was replaced by rice husk, obtained reduced or equivalent weighted values when compared with the reference subfloor. The $L_{n,w}$ of the reference composite coated with porcelain increased when compared to the same subfloor without coating, proving the low efficiency of this type of coating without the use of joint solutions. However, when the same coating was applied to the rice husk composite there was an increase in the value of $L_{n,w}$ of 2 dB. This inconsistency can also be explained by the air incorporated in the composite or even in the coating. In general, the coatings applied on the subfloors contributed to the reduction of $L_{n,w}$, in the laminated wood.

In Table 1 it is possible to verify the weighted reduction of the impact sound pressure level (ΔL_w) achieved from the installation of the subfloors and their coatings. The higher this value in relation to the reference, it means that there is a greater attenuation in the sound transmission in general, considering the analysis of the sound spectrum that can present more significant values in certain regions.

Table 1. Reduction of the normalized noise transmission of impact noise (ΔL_w)

Sample	ΔL_w (dB)	References
Zero slab	-	-
Uncoated reference subfloor (URS)	9	Zero slab
Rice husk subfloor (RHS)	14	Zero slab
URS alone	5	RHS
URS with laminated wood	19	URS
URS with vinyl coating	3	URS
URS with porcelain tile	5	URS
RHS alone	5	URS
RHS with laminated wood	21	RHS
RHS with vinyl coating	11	RHS
RHS with porcelain tile	5	RHS

The calculations of the weighted reduction of the impact sound pressure level (ΔL_w) of the uncoated URS and RHS samples were performed in relation to the "zero slab" of the chamber and between them, as well as, the coatings were calculated in relation to their respective subfloors. It is possible to see that the addition of the agroindustry residue allowed a greater reduction in the transmission of the impact noise when compared to the conventional subfloor to the results of González *et al.* (2013) and Borges *et al.* (2018). The conventional reference subfloor and subfloor with rice husk have a ΔL_w of 5 dB between them. The highest values of ΔL_w achieved were with the subfloors coated with 19 dB laminate and 21 dB for URS and RHS, respectively. In one general observation, conventional reference subfloors with coatings had inferior performance over subfloors with also coated rice husk. Only when coated with porcelain, both had similar ΔL_w.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Conclusion

Following the results obtained, all subfloor specimens built with rice husks presented better results in terms of acoustic performance in relation to the subfloor without coatings. The different coatings applied to the subfloor did not change these results, as all the coatings applied to URS or RHS subfloor samples showed better results than the subfloor alone, except for the porcelain tile applied to the rice husk mortar subfloor which represents a $L_{n,w}$ of 2 dB higher than the uncoated sample.

Thus, the acoustic capacity of the composite with rolled-up rice bark, which presented a weighted normalized impact sound pressure level ($L_{n,w}$) of 58 dB, was higher than the others, obtaining the highest weighted reduction of the level ($\Delta L_{n,w}$) of 21 dB, in relation to subfloor with uncoated rice husk. Even with a difference of 2 dB, which can be considered small, it must be remembered that the scale follows a logarithmic function in which at each change of 3 dB, the sound intensity is doubled.

It can be seen, therefore, that the laminated wood coating obtained the least transmission of impact noise. This research showed that the agroindustry residue (rice husk) interferes positively in the acoustic behaviour of subfloor mortars, due to factors intrinsic to the composition in the subfloor mix proportion, in addition to its environmental appeal.

Acknowledgements

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil (CAPES) - Finance Code 001. The authors wish to acknowledge also the support of Brazilian agencies Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) and Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq).

References

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (1987) *NBR 9817: Execução de piso com revestimento cerâmico,* Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (2006) *NBR 7374: Placa vinílica semiflexível para revestimento de pisos e paredes - Requisitos e métodos de ensaio*, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (2013) *NBR 15575-1: Edificações Habitacionais – Desempenho - Parte 1: Definições*, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (2013) *NBR 15575-3: Edificações habitacionais – Desempenho - Parte 3: Requisitos para o sistema de pisos*, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) (2014) *NBR 14833-1: Revestimento de pisos laminados melamínicos de alta resistência Parte 1: Requisitos, características, classificações e métodos de ensaio*, Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Aletta, F., Oberman, T., Mitchell, A., Tong, H., Kang, J. (2020) Assessing the changing urban sound environment during the COVID-19 lockdown period using short-term acoustic measurements. *Noise mapping*, **7**(1), 123-134. https://doi.org/10.1515/noise-2020-0011

Amerio, A., Brambilla, A., Morganti, A., Aguglia, A., Bianchi, D., Santi, F., Costantini, L. Odone, A., Costanza, A., Signorelli, C., Serafini, G., Amore, M., Capolongo, S. (2020) COVID-19 Lockdown: Housing Built Environment's Effects on Mental Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **17**(16), 5973. https://doi.org/10.3390/ijerph17165973

António J., Tadeu A., Marques B., Almeida J.A.S, Pinto V. (2018) *Application of Rice Husk in the Development of New Composite Boards*, Construction and Building Materials, **176**, 432–39. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.028

Asensio, C., Pavón, I., de Arcas, G. (2020) Changes in noise levels in the city of Madrid during COVID-19 lockdown in 2020. *The Journal of the Acoustical Society of America*, **148**(3), 1748-1755. https://doi.org/10.1121/10.0002008

Berardi U., Iannace G. (2015) *Acoustic Characterization of Natural Fibers for Sound Absorption Applications*, Building and Environment, **94**, 840-52. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.05.029

Bezerra I.M.T., Figueiredo S.S., Carvalho J.B.Q., Neves G.A., Souza J., Menezes, R.R. (2012) *Coating Mortar Using Rice Husk Ash as Binding*, Materials Science Forum, **727–728**, 1502–07. https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.727-728.1502

Bhamani, S., Makhdoom, A. Z., Bharuchi, V., Ali, N., Kaleem, S., Ahmed, D. (2020) Home Learning in Times of COVID: Experiences of Parents. *Journal of Education and Educational Development*, **7**(1), 9-26. https://doi.org/10.22555/joeed.v7i1.3260

Borges J.G.K., Pacheco F., Tutikian B.F., Nunes M.F.O. (2018) *An Experimental Study on the Use of Waste Aggregate for Acoustic Attenuation: EVA and Rice Husk Composites for Impact Noise Reduction*, Construction and Building Materials, **161**, 501–8. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.11.078

Brancher L.R., Nunes, M.F.O., Grisa, A.M.C., Pagnussat D.T., Zeni, M. (2016) Acoustic Behavior of Subfloor Lightweight Mortars Containing Micronized Poly (Ethylene Vinyl Acetate) (EVA), *Materials* **9**(1). https://doi.org/10.3390/ma9010051

Branco F.G., Godinho L., Tavares J.A. (2010) A Utilização de Argamassas Leves na Minimização da Transmissão de Ruídos de Impacto em Pavimentos, *Proceedings of the 3º Congresso Português de Argamassas de Construção*. Disponível em: http://www.apfac.pt/congresso2010/comunicacoes/Paper 27_2010.pdf

Carvalho R.P. (2006) *Acústica arquitetônica*, Brasília: Thesaurus.

Chen S, Jiang Y. (2018) The Acoustic Property Study of Polyurethane Foam with Addition of Bamboo Leaves Particles, *Polymer Composites*, **39**, 1370–81. https://doi.org/10.1002/pc.24078

Ersoy, S., Kuçuk, H. (2009) Investigation of Industrial Tea-Leaf Fibers Waste Material for Its Sound Absoption Properties, *Applied Acoustics*, **70**, 215–20. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003682X0700196X

Ferraz, R. (2008) *Atenuação de ruído de impacto em pisos de edificações de pavimentos múltiplos*, Master's dissertation, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Estruturas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil. Disponível em: http://hdl.handle.net/1843/PASA-7SMGUR

Gerges S.N.Y. (2000) *Ruído: fundamentos e controle*. 2ª ed, Florianópolis, Brazil: NR Editora.

González M.A.S., Flach F., Pires J.R., Kulakowski M.P. (2013) Acoustic Absorption of Mortar Composites with Waste Material, *Archives of Acoustics*, **38**, 417–23. https://doi.org/10.2478/aoa-2013-0049

Ismail F.Z.Z., Rahmat M.N., Ishak N.M. (2014) A Study on Absorption Coefficient of Sustainable Acoustic Panels from Rice Husks and Sugarcane Baggase, *Proceedings of the International Conference on Global Sustainability and Chemical Engineering (ICGSE)*, 1–6.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

ISO (International Organization for Standardization) (1998) *ISO 10534-2. Acoustics – Determination of sound absorption coefficient and impedance in impedance tubes - Part 2: Transfer-function method*, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

ISO (International Organization for Standardization) (1998) ISO 140-7. *Acoustics – Measurement of sound insulation in buildings and of building elements - Part 7: Field measurements of impact sound insulation of impact sound insulation of floors*, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

ISO (International Organization for Standardization) (2008) *ISO 3382-2, Acoustics – Measurement of room acoustic parameters - Part 2: Reverberation time in ordinary rooms*, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

ISO (International Organization for Standardization) (2010) *ISO 10140-3:2010 Acoustics – Laboratory measurement of sound insulation of building elements – Part 3: Measurement of impact sound insulation*, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

ISO (International Organization for Standardization) (2013) *ISO 717-2: Acoustics – Rating of sound insulation in buildings and of building elements. Part 2: Impact sound insulation*, International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

Lim Z.Y., Putra A., Nor M.J.M., Yaakob M. Y. (2018) Sound Absorption Performance of Natural Kenaf Fibres, *Applied Acoustics*, **130**, 107–14. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2017.09.012.

Lopes E., Medina A., Ribeiro A., Brandalise J., Nunes A. (2017) Caracterização Elementar da Casca de Arroz e Suas Cinzas por MIP OES após Decomposição Ácida com Sistema de Refluxo, *Química Nova*, **40**, 1009–17. https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170119

Lopes R.K. (2010) *Relationships and influences of the application of acoustics in the contemporary architecture design process,* Master's dissertation, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brazil.

Marques, B., Tadeu, A., Almeida, J., Dias, S., Pedro, F. (2020) Mitigation of Vibrations Using Composite Materials Produced from Rice Husk and Recycled Rubber. In: Monteiro J., Silva A. J., Mortal, A., Aníbal, J., Silva, M. M., Oliveira, N. (Eds.). *INCREaSE 2019*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-30938-1_76

Neubauer P.M. (2009) *Estudo Comparativo Entre Diversas Composições com Pisos Flutuantes de Madeira Natural-Assoalho e Tacos - Quanto ao Isolamento ao Ruído de Impacto.* Master's dissertation, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brazil. Disponível em: http://repositorio.ufsm.br/handle/1/7722

Olukunle, B. G., Uche, N. B., Efomo, A. O., Gideon, A., Joshua, J. K. (2018). Data on acoustic behaviour of coconut fibre-reinforced concrete. *Data in brief*, **21**, 1004-1007.

Othmani, C., Taktak, M., Zain, A., Hantati, T., Dauchez, N., Elnady, T., Fakhfakn, T. and Haddar, M. (2017) Acoustic Characterization of a Porous Absorber Based on Recycled Sugarcane Wastes, *Applied Acoustics*, **120**, 90–97. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2017.01.010

Othmani, C., Taktak, M., Zein, A., Hentati, T., Elnady, T., Fakhfakh, T., Haddar, M. (2016). Experimental and Theoretical Investigation of the Acoustic Performance of Sugarcane Wastes Based Material, *Applied Acoustics*, **109**, 90–96. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2016.02.005

Pacheco F., Krumenauer M., Medeiros D.R., Nunes M.F.O, Tutikian B.F. (2017a) Development of Lightweight Concrete Subfloor with Ethylene Vinyl Acetate (EVA) Aggregates Waste to Reduce Impact Sound in Flooring System, *DYNA*, **84**, 290–95. https://doi.org/10.15446/dyna.v84n201.61491

Pacheco F., Krumenauer M., Silva L.F.O., Tutikian B.F., Nunes, M.F.O. (2017b) Ethylene Vinyl Acetate (EVA) Aggregates Usage Evaluation for Lightweight Concrete Subfloor to Reduce Impact Sound in Flooring Systems, *Revista Ingeniería de Construcción* **32**,149–56. https://doi.org/10.4067/S0718-50732017000300149

Pachla E.C. (2015) *Desenvolvimento de Compósitos de Concreto Celular e Casca de Arroz: Caracterização Física, Mecânica e Acústica*, Finishing work, Engenharia Civil, Universidade Federal do Pampa, Alegrete, Brazil. Disponível em: http://dspace.unipampa.edu.br/handle/riu/1700

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77321
Vol. 15, No.1, 217-230
6 de abril de 2022

Pachla E.C. (2017) *Desempenho Térmico-Acústico-Mecânico-Durabilidade de Compósitos de Matriz Cimentícia com Reduzida Massa Específica Reforçados por Casca e Palha do Arroz.* Master's dissertation, Universidade Federal do Pampa, Alegrete, Brazil. Disponível em: http://dspace.unipampa.edu.br/handle/riu/2199

Patrício J. (2010) *Acústica nos edifícios*, 6.Ed. Lisboa: Verlag Dashöver.

Pereira A., Godinho L., Mateus D., Ramis J., Branco F.G. (2014) Assessment of a Simplified Experimental Procedure to Evaluate Impact Sound Reduction of Floor Coverings, *Applied Acoustics*, **79**, 92–103. https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2013.12.014

Putra A., Khair F.A, Nor M. J. M. (2015) Utilizing Hollow-Structured Bamboo as Natural Sound Absorber, *Archives of Acoustics*, **40**, 601–8. https://doi.org/10.1515/aoa-2015-0060

Radicchi, A., Cevikayak Yelmi, P., Chung, A., Jordan, P., Stewart, S., Tsaligopoulos, A., McCunn, L., Grant, M. (2020). Sound and the healthy city. *Cities & Health*, 1-13, https://doi.org/ 10.1080/23748834.2020.1821980

Rahiem, M. D. (2020). The emergency remote learning experience of university students in indonesia amidst the COVID-19 crisis. *International Journal of Learning, Teaching and Educational Research*, **19**(6), 1-26. https://doi.org/10.26803/ijlter.19.6.1

Ramis J., Alba J., del Rey R., Escuder E., Sanchis V.J. (2010) New Absorbent Material Acoustic Based on Kenaf's Fibre, *Materiales de Construccion*, **60**, 133–43. https://doi.org/10.3989/mc.2010.50809

Sakagami K., How did "state of emergency" declaration in Japan due to the COVID-19 pandemic affect the acoustic environment in a rather quiet residential area? *UCL Open: Environment Preprint*. https://doi.org/10.14324/111.444/000034.v1

Salih S.I., Jasim A.S., Hasan A.M. (2015) Investigation on Mechanical Properties of Hybrid Polymer Composite Reinforced by Rice Husks and Date Palm Fibers as a Construction Material, *Journal of Al-Nahrain University*, **18**, 89–97. https://www.nahje.com/index.php/main/article/view/42

Souza, C. F. N., Pacheco, F., de Oliveira, M. F., Heissler, R. F., Tutikian, B. F. (2020). Impact sound insulation of floor systems with hollow brick slabs, *Case Studies in Construction Materials*, e00387. https://doi.org/10.1016/j.cscm.2020.e00387

Tutikian B.F., Nunes M.F.O, Leal L.C., Marquetto L. (2012) Impact Sound Insulation of Lightweight Concrete Floor with EVA Waste, *Building Acoustics*, **19**, 75–88. https://doi.org/10.1260/1351-010X.19.2.75

Tutikian B.F., Nunes M.F.O, Leal L.C., Marquetto L. (2013) Hormigón Ligero Con Agregado Reciclado de EVA para Atenuación del Ruido de Impacto, *Materiales de Construcción*, **63**, 309–16. https://doi.org/10.3989/mc.2012.06911

Vyšvařil, M., Topolář, L., Dvořák, R. (2019) Acoustic insulation properties of lime mortars with natural lightweight aggregate. In *MATEC Web of Conferences*, **282**, 02075). EDP Sciences. https://doi.org/10.1051/matecconf/201928202075

Wang T., Ge H., Wang F. (2018) The Sound Absorption of Sisal Fiber and Sisal Fiber/ Polyethylene Film Sheets: Morphology and Structure*, Polymer Composites*, **398**, 2012-18. https://doi.org/10.1002/pc.24273

WHO (World Health Organization) (2003) *Résumé d'orientation des Directives de l'oms Relatives au Bruit dans l'environment.* Disponível em: http://www.who.int/homepage/primers

Ying L.Z., Putra A., Nor M.J.M., Muhammad, N., Yaakob M.Y. (2016) Sound Absorption of Multilayer Natural Coir and Kenaf Fibers, *Proceedings of the 23rd International Congress of Sound and Vibration*. Disponível em: https://ukm.pure.elsevier.com/en/publications/sound-absorption-of-multilayer-natural-coir-and-kenaf-fibers

Zucco L.L., Beraldo A.L. (2008) Efeito da adição de cinza da casca de arroz em misturas cimento-casca de arroz, *Engenharia Agrícola*, **28**, 217–26. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/202604

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

INDICADOR DE SALUBRIDADE AMBIENTAL APLICADO A UM MUNICÍPIO DO SERTÃO PARAIBANO. ESTUDO DE CASO: CAJAZEIRINHAS/PB – BRASIL

* Rayanne Maria Galdino Silva [1]
Claudia Coutinho Nóbrega [1]
Ana Cecília Novaes de Sá [1]
Graziela Pinto Freitas [1]
Priscilla Gomes Barbosa [2]

ENVIRONMENTAL SALUBRITY INDICATOR APPLIED TO A CITY IN THE HINTERLAND OF PARAÍBA. CASE STUDY: CAJAZEIRINHAS/PB – BRAZIL

Recibido el 21 de noviembre de 2020. Aceptado el 6 de mayo de 2021

Abstract

As a way of measuring the salubrity level of cities, the Environmental Salubrity Indicator (ISA) was created by the State Sanitation Council (CONESAN) of São Paulo, in order to be applied in São Paulo cities. However, its methodology has been used in several regions of the country, as it allows adaptations according to local characteristics. Therefore, this paper aims to present the application of ISA in the city of Cajazeirinhas-Paraíba / Brazil, aiming to characterize the potential and problems related to basic sanitation. The indicators used were: water supply, sewage, solid waste management, vector control, urban drainage and socioeconomic factors, and the ISA/SP methodology adapted according to the availability of information was applied. The data referring to the indicators came from the Paraíba Water and Sewage Company (CAGEPA), the Cajazeirinhas City Hall (Social Action, Planning and Health Secretariats) and national platforms (IBGE and SNIS). The results of the Environmental Salubrity Indicator of Cajazeirinhas ISA/CJ, showed that the city is in situations of average salubrity, 55.72%. Its worst results were found in the Sanitary Sewage Indicator, followed by the Socioeconomic indicator. There is a remarkable need for improvements mainly in sewage collection and treatment services, treatment and final disposal of solid waste, insertion of solid waste selective collection, urban drainage infrastructure and paving of streets. It is concluded that the applied methodology was successful in the evaluation of local healthiness, contributing as a starting point to guide plans and solutions to basic sanitation problems.

Keywords: environmental salubrity indicator, environmental sanitation, public health.

[1] Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.
[2] Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.
*Autor correspondente: Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba. Sítio Canoas, zona rural, sem número, Cajazeirinhas, Paraíba, Brasil, CEP 58855000. Email: rayannemaria2014@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Resumo

Como forma de medir o nível de salubridade dos municípios, o Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) foi criado pelo Conselho Estadual de Saneamento (CONESAN) de São Paulo, afim de ser aplicado nas cidades paulistas. Porém, sua metodologia tem sido usada em diversas regiões do Brasil, pois permite adaptações de acordo com as características locais. Sendo assim, este artigo tem como objetivo apresentar a aplicação do ISA no município de Cajazeirinhas-Paraíba/Brasil, visando caracterizar as potencialidades e os problemas relacionados ao saneamento básico. Os indicadores utilizados foram: abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos, controle de vetores, drenagem urbana e fatores socioeconômicos e, aplicou-se a metodologia ISA/SP adaptada em função da disponibilidade de informações. Os dados referentes aos indicadores foram provenientes da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), da Prefeitura Municipal de Cajazeirinhas (Secretarias de Ação Social, de Planejamento e de Saúde) e de plataformas nacionais (IBGE e SNIS). Os resultados do Indicador de Salubridade Ambiental de Cajazeirinhas ISA/CJ, mostraram que o município se encontra em situações de média salubridade, 55.72%. Seus piores resultados se deram no Indicador de Esgotamento Sanitário, seguido pelo indicador Socioeconômico. É notável a necessidade de melhorias principalmente nos serviços públicos de coleta e tratamento de esgotos, tratamento e disposição final de resíduos sólidos, inserção de coleta seletiva de resíduos sólidos, infraestrutura de drenagem urbana e pavimentação das ruas. Conclui-se que a metodologia aplicada teve êxito na avaliação da salubridade ambiental local, contribuindo como um ponto de partida para nortear políticas públicas e soluções aos problemas de saneamento básico.

Palavras chave: indicador de salubridade ambiental, saneamento básico, saúde pública.

Introdução

A Lei Nacional do Saneamento Básico, nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, conceitua saneamento básico, em seu Art. 3º, como um conjunto de infraestruturas, instalações operacionais e serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e limpeza urbana, manejo de águas pluviais e drenagem urbana (BRASIL, 2007). O saneamento básico objetiva a implementação de ações que promovam a população o estado de salubridade ambiental, que é entendido como a qualidade de higidez que uma certa população possui com relação a inibição, prevenção ou impedimento de doenças geradas pelo meio ambiente (Amato-Lourenço, 2019). Segundo a Fundação Nacional de Saúde (Funasa, 2015), o controle de vetores de doenças também deve ser abrangido pelo saneamento básico.

O termo “salubridade ambiental” é utilizado para explanar a qualidade ambiental que possibilita a prevenção de doenças relacionadas ao meio ambiente e promove a melhoria das condições favoráveis a saúde da população em geral, estando diretamente ligada aos serviços públicos de saneamento básico (Conesan, 1999). Nesse sentido, Aravéchia Júnior (2010) define salubridade ambiental como uma composição entre qualidade ambiental e qualidades favoráveis do meio físico, que promovem o bem-estar da população e a formação de um ambiente saudável e socialmente justo. Já, a definição de saneamento ambiental promove uma visão ampla e racional do uso dos recursos públicos, englobando ações socioeconômicas direcionadas ao alcance da salubridade ambiental (Amato-Lourenço, 2019; Kobren *et al.*, 2019).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

O elevado crescimento do meio urbano, que se estabelece a partir de elementos socioeconômicos e culturais, tem invadido espaços inapropriados no que diz respeito às questões ambientais, atrelado a isto, o planejamento inadequado e a falta de infraestrutura e saneamento básico possibilita a formação de um ambiente insalubre, implicando na redução da qualidade de vida e desconforto (Silva *et al.*, 2017; Rocha *et al.*, 2019).

A compreensão do meio ambiente é indispensável para se constatar a qualidade de vida, a qualidade social e a qualidade ambiental de qualquer localidade ou região (Kobren *et al.*, 2019). De acordo com Pinto *et al.* (2014) um dos meios de medir o impacto ambiental causado pelo homem ao meio ambiente está relacionado a estes conceitos de salubridade e de saneamento básico.

A falta de saneamento básico configura-se em grandes danos à saúde pública por meio de patologias infectocontagiosas (Gondim, 2008). Grande parte dessas enfermidades são averiguadas em crianças de países em desenvolvimento, no qual as medidas sanitárias revelam-se em estado vulnerável, apresentando baixos níveis de salubridade ambiental (Silva *et al.*, 2017).

O planejamento urbano e ambiental é um importante instrumento para se atingir o desenvolvimento sustentável, por favorecer o desenvolvimento socioeconômico coligado à promoção da qualidade ambiental, indispensável na conservação da qualidade de vida nas cidades (Rocha *et al.*, 2019). Para Santos (2008), todo planejamento deve ser condizente com a realidade, pois é a partir desse ponto que se estabelecem as políticas e as alternativas de futuras ações.

Com isso, faz-se necessário avaliar o grau de salubridade ambiental em lugares específicos, com objetivo de apontar quais dos serviços públicos de saneamento básico estão sendo realizado satisfatoriamente, como também aqueles que estão propícios a trazer prejuízos ao meio ambiente e a qualidade de vida (Teixeira *et al.*, 2018).

Um grande instrumento para a representação da realidade e de avaliação das políticas públicas, é a utilização de indicadores, que auxilia no planejamento ambiental e na gestão das águas, com fundamental importância para se conseguir um bom desempenho na esfera ambiental (Rocha *et al.*, 2019). Segundo o Guia Básico para Construção de Indicadores do Ministério da Saúde (Brasil, 2011) um indicador tem por finalidade indicar e evidenciar um fenômeno. Busca apresentar por meio de um valor, tanto uma relação de contiguidade com o representado, quanto a evolução de uma quantidade em relação a uma referência.

Sendo assim, em 1999 foi criado o Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) pelo Conselho Estadual de Saneamento de São Paulo, com o intuito de apresentar, por meio de um valor numérico, o grau de salubridade ambiental das cidades paulistas (Conesan, 1999). Segundo Bernardes *et al.* (2018), indicadores são ferramentas importantes na conversão de dados brutos em informações úteis aos gestores públicos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Como trata-se de um indicador ambiental, o ISA tem por função auxiliar os gestores públicos na tomada de decisões relacionadas ao saneamento básico, mediante a apresentação de informações relevantes na fundamentação das argumentações (Teixeira *et al.*, 2017).

Apesar da forma para o cálculo do ISA/SP tentar englobar todos os componentes do saneamento básico, sua formulação é flexível, isto é, permite inserir novos indicadores, pesos, variáveis e maneira de pontuação à medida que se obtém novas informações socioambientais (Conesan, 1999). Tal fato possibilita a criação de um ISA específico para cada localidade estudada, uma vez que cada uma apresenta particularidades específicas que denotam a salubridade do ambiente em questão (Teixeira *et al.*, 2017).

Com o passar do tempo, o ISA passou a ser utilizado para diversas áreas e ocupações urbanas, deixando de ser exclusivo do município de São Paulo. Teixeira *et al.* (2017) realizaram revisão bibliográfica de 60 trabalhos nos quais foram aplicados o ISA, e como resultado obtiveram variações nos pesos dado aos indicadores, também confirmaram a vasta inclusão do indicador de drenagem urbana e do indicador de condições de moradia aos cálculos dos ISAs. De acordo com Barreto *et al.* (2020), o modelo ISA mostra-se viável tanto ao contexto dos pequenos municípios como ao de municípios de grande porte, após realizar adaptações.

Aravevhia Junior (2010), aplicou o ISA em nove municípios do estado de Goiás com o objetivo de levantar o nível de salubridade ambiental devido aos seus serviços públicos de saneamento básico, obtendo como resultado carência nos serviços de esgotamento sanitário e no controle de vetores. Segundo o autor, o ISA mostrou-se um instrumento promissor no planejamento e gestão ambiental dos municípios brasileiros além ser uma ferramenta auxiliar nas tomadas de decisão.

Pinto *et al.* (2014) utilizaram a metodologia ISA aplicada à uma pequena cidade do estado do Paraná, São Pedro do Iguaçu, caracterizando-a como salubre. Já, em trabalho realizado por Cunha (2012), obteve-se baixos índices de salubridade para as quatro localidades analisadas. Valvassori e Alexandre (2012) analisaram a salubridade das áreas urbanas do município de Criciúma - SC, que também validaram a utilização do método. Diversos outros trabalhos utilizaram o ISA como forma mensurar a salubridade ambiental (Gama, 2013; Pinto *et al.*, 2016; Kobren *et al.*, 2019; Lima *et al.*, 2019; Maccarini e Henning, 2019; Mari *et al.*, 2019; Rocha *et al.*, 2019; Brustin *et al.*, 2020).

Diante do referido contexto, o ISA utilizado para o município de Cajazeirinhas é uma adaptação do ISA desenvolvido pelo Conesan do estado de São Paulo, podendo-se considerar como uma contribuição positiva para a gestão urbana, pois a eficácia da ferramenta na caracterização da qualidade dos serviços públicos de saneamento básico tem sido comprovada em diversas aplicações no Brasil. O objetivo desse trabalho foi aplicar o Indicador de Salubridade no município de Cajazeirinhas, Paraíba/Brasil, como forma de medir as potencialidades e os problemas relacionados ao saneamento básico.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Material e métodos

Local de realização do estudo

A pesquisa foi realizada no município de Cajazeirinhas, localizado no alto sertão da Paraíba/Brasil (Figura 1). Possui população estimada para o ano de 2019 de 3193 habitantes (IBGE, 2018), com área da unidade territorial de 282.693km^2 (IBGE, 2010). A sede municipal apresenta coordenadas geográficas de 37° 48' 21" longitude oeste e 06° 57' 39" de latitude sul.

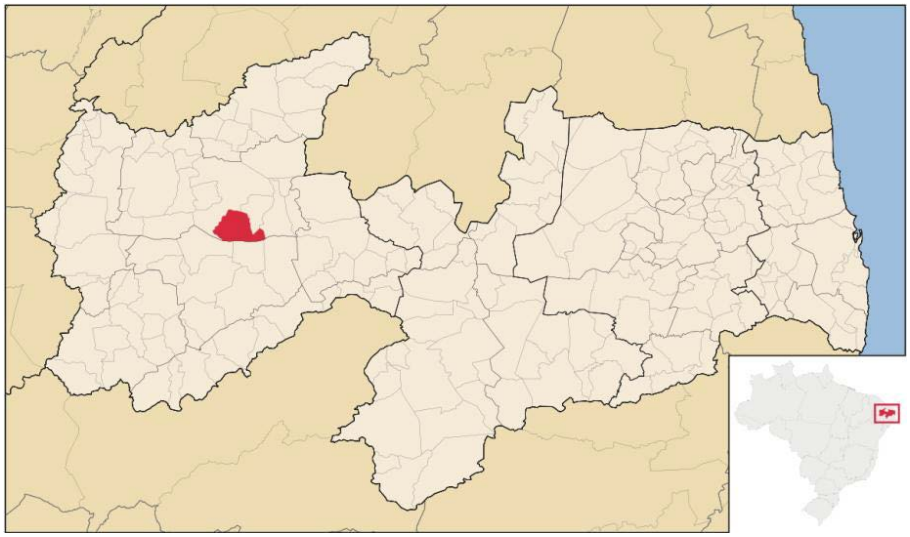


Figura 1. Localização geográfica do município de Cajazeirinhas/Paraíba/Brasil.
Fonte: Sousa (2018).

Constituição do ISA/CJ – Indicador de Salubridade Ambiental do Município de Cajazeirinhas

Para medir a salubridade ambiental para o município de Cajazeirinhas, construiu-se o ISA/CJ composto por indicadores gerados a partir do banco de dados provenientes da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), da Prefeitura Municipal de Cajazeirinhas (Secretarias de Ação Social, de Planejamento e de Saúde), como também de plataformas nacionais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE e do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS.

Propôs-se a seguinte formulação para o cálculo do ISA/CJ, a partir da integração de seus componentes e seus respectivos pesos (Equação 1). Os componentes/indicadores adotados neste estudo foram: Abastecimento de Água (I_{AB}); Esgotamento Sanitário (I_{ES}); Resíduos Sólidos (I_{RS}); Controle de Vetores (I_{CV}); Drenagem Urbana (I_{DU}); e Componente Socioeconômico (I_{SE}). Para compor cada componente foi calculada a média aritmética dos seus subindicadores.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

A avaliação da performance da salubridade ambiental foi medida atribuindo-se a pontuação estabelecida de acordo com a Tabela 1, a qual gradua de insalubre a salubre.

$$ISA = 0.25\ I_{ab} + 0.25\ I_{es} + 0.25 I_{rs} + 0.10 I_{CV} + 0.10 I_{DU} + 0.05\ I_{se} \qquad \textbf{Equação (1)}$$

Tabela 1. Situação de salubridade ambiental por faixa de pontuação.

Situação de salubridade ambiental	Pontuação
Insalubre	0 – 25.5
Baixa Salubridade	25.5 – 50.5
Média Salubridade	50.5 – 75.5
Salubre	75.5 – 100

Fonte: Conesan (1999).

Indicador de Abastecimento de Água – IAB

Para o cálculo do Índice de Abastecimento de Água, foi calculada a média aritmética dos seguintes subindicadores: Indicador de Cobertura do Abastecimento (i_{CA}); Indicador de Frequência de Abastecimento (i_{FA}); e Indicador de Qualidade da Água (i_{QA}).

O i_{CA} foi dado pelo percentual de domicílios atendidos com rede pública e o i_{FA} pelo percentual de domicílios em que nunca ou raramente falta água. Ambos tiveram sua nota definida de 0 a 100, correspondendo diretamente ao índice obtido. Já, o i_{QA} foi obtido por meio do percentual de amostras submetidas a testes de coliformes totais, cloro residual e turbidez que apresentaram valores dentro padrão de qualidade, segundo a Portaria de Consolidação n. 5/2017, do Ministério da Saúde (Brasil, 2017), (Equação 2). A pontuação do Indicador de Qualidade da Água foi obtida a partir da Tabela 2.

$$i_{QA} = C \times \frac{A_P}{A_T} \times 100 \qquad \textbf{Equação (2)}$$

C: relação entre o nº de amostras realizadas e o nº mínimo de amostras que devem ser realizadas segundo a Portaria de Consolidação n. 5/2017, com C menor ou igual a 1;
A_P: nº de amostras dentro de padrão de qualidade;
A_T: nº de amostras realizadas.

Tabela 2. Pontuação do Indicador de Qualidade da Água Distribuída.

Faixas	Pontuação	Situação
I_{QA} = 100%	100	Excelente
I_{QA} = entre 95% e 99%	80	Ótima
I_{QA} = entre 85% e 94%	60	Boa
I_{QA} = entre 70% e 84%	40	Aceitável
I_{QA} = entre 50% e 69%	20	Insatisfatória
I_{QA} < 49%	0	Imprópria

Fonte: Conesan (1999).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Indicador de Esgotamento Sanitário – IES

O Indicador de Esgotamento Sanitário foi composto pelo Indicador Cobertura de Coleta de Esgoto (i_{CE}), Indicador de Tratamento de Esgoto (i_{TE}) e Indicador de Saturação do Tratamento de Esgoto (i_{SE}).

O i_{CE} corresponde ao percentual de domicílios com coleta de esgoto e o i_{TE} corresponde ao percentual volumétrico de esgotos tratados multiplicado pelo i_{CE}. Suas pontuações foram obtidas a partir da Tabela 3. Por fim, o i_{SE} foi dado pelo volume de esgoto tratado pelo volume coletado. Sua forma de pontuação está apresentada na Tabela 4.

Tabela 3. Pontuação do Indicador de Cobertura em Coleta de Esgoto.

Subindicadores	Faixas de População Urbana	Mínimo	Máximo
Coleta de esgoto	Até 5 mil hab.	$i_{CE} < 50\%$ - $i_{CE} = 0$	$i_{CE} > 85\%$ - $i_{CE} = 100$
Tratamento de esgoto	Até 5 mil hab.	$i_{TE} < 15\%$ - $i_{TE} = 0$	$i_{TE} > 56\%$ - $i_{TE} = 100$

Fonte: Adaptado de Conesan (1999).

Tabela 4. Pontuação do Indicador Saturação do Tratamento de Esgoto.

Índice (i_{SE})	Pontuação
$i_{SE} = 1,0$	100
$0.5 < i_{SE} < 1.0$	50
$i_{SE} < 0.5$	0

Fonte: Aravéchia Junior (2010).

Indicador de Resíduos Sólidos – IRS

Para o Indicador de Resíduos Sólidos utilizou-se os subindicadores: Indicador de Coleta de Resíduos Sólidos (i_{CR}), Indicador de Tratamento e Disposição Final de resíduos sólidos (i_{TR}) e Indicador de Saturação do Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos (i_{SR}).

O cálculo para o i_{CR} foi realizado por meio do percentual de domicílios com coleta regular de resíduos sólidos e sua pontuação está mostrada na Tabela 5. A pontuação para o i_{TR} foi baseada no tipo de unidade de tratamento: municípios com aterro sanitário pontua 100 pontos, com aterro controlado 50 pontos e com lixão 0 pontos, conforme Aravéchia Júnior (2010). Já, para o i_{SR} foi atribuído 100 pontos para municípios com coleta diferenciada e coleta seletiva, 50 pontos para municípios com pelo menos uma das duas coletas citadas e 0 pontos para municípios sem coleta diferenciada e sem coleta seletiva, proposto por Aravéchia Júnior (2010).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Tabela 5. Pontuação do Indicador Coleta de Resíduos Sólidos.

Faixas de População Urbana	Mínimo	Máximo
Até 20 mil hab.	i_{CR} < 80% - i_{CR} = 0	i_{CR} > 90% - i_{TE} = 100

Fonte: Adaptado de Conesan (1999).

Indicador de Drenagem Urbana – IDU

No Indicador de Drenagem Urbana utilizou-se de quatro subindicadores: Indicador de Vulnerabilidade a Inundação (i_{VI}); Indicador de Acúmulo de Água (i_{AA}); Indicador de Ruas Pavimentadas (i_{RP}); e Indicador de Sistema de Drenagem (i_{SD}).

Todos os subindicadores do I_{DU} tiveram sua pontuação atribuída entre 0 e 100, correspondendo diretamente ao valor obtido. O i_{VI} foi calculado pelo percentual de domicílios que não estejam sob risco de inundação, o i_{AA} corresponde ao percentual de domicílios que não estejam próximos a terrenos com acúmulo de água, o i_{RP} faz referência ao percentual de domicílios com rua pavimentadas e o i_{SD} é o percentual de domicílios localizados em ruas com sistema de drenagem.

Indicador de Controle de Vetores – ICV

O componente Controle de Vetores foi constituído pelo Indicador de Dengue (i_{VD}), de Esquistossomose (i_{VE}) e de Leptospirose (i_{VL}). Ao i_{VD} foi atribuído 100 pontos quando a cidade não apresentasse infestação por *Aedes aegypti* no ultimo ano; 50 pontos quando apresentasse infestados por *Aedes aegypti* porém sem transmissão de dengue nos últimos 5 anos; 25 pontos quando apresentasse transmissão de dengue nos últimos 5 anos; e 0 (zero) ponto caso apresentasse maior risco de ocorrência hemorrágico.

A pontuação dada para o i_{VE} foi a seguinte: caso a cidade não apresentasse casos de esquistossomose nos últimos 5 anos recebe 100 pontos; com incidência anual de até 1 caso recebe 50 pontos; com incidência anual entre 1 e 5 casos recebe 25 pontos e municípios com incidência anual maior ou igual a 5 casos recebe a pontuação mínima (zero). Deve ser feita uma média dos últimos 5 anos.

Para o Indicador i_{VL} foi atribuído 100 pontos caso a cidade não apresentasse nem enchentes e nem casos de leptospirose nos últimos 5 anos; 50 pontos caso apresentasse enchentes, porém com ausência de leptospirose nos últimos 5 anos; 25 pontos, sem enchentes e com casos de leptospirose nos últimos 5 anos; e zero ponto caso apresentasse enchentes e com casos de leptospirose nos últimos 5 anos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Indicador Socioeconômico – ISE

Para compor o Indicador Socioeconômico, utilizou-se o Indicador de escolaridade (i_{ES}), o Indicador de Renda per capta (i_{RP}) e o Indicador de Imóveis Regularizados (i_{IR}), nos quais foram atribuídas pontuação de 0 a 100, correspondendo diretamente a porcentagem obtida. O i_{ES} foi calculado pelo percentual de domicílios em que o chefe da família tinha pelo menos o 1º grau completo; o i_{RM} foi obtido por meio do percentual de domicílios com renda mensal per capita igual ou superior a meio salário mínimo; e o i_{DP} pelo percentual de domicílios pagos ou em situação regular de financiamento.

Resultados e discussão

Infere-se que o município de Cajazeirinhas possui infraestrutura para abastecer 98.9% da população, refletindo numa boa cobertura de abastecimento de água. Esse valor é reduzido para 74.1% se considerar apenas os domicílios que nunca ou raramente falta água. Normalmente, o abastecimento é realizado em dias alternados, metade do município é abastecida em um dia e a outra metade no dia seguinte, o que contribui para ser um fator limitante na melhoria do indicador.

O i_{QA} mostrou que 99.2% das amostras de água são consideradas próprias para consumo em relação à sua turbidez, cloro residual e presença de coliformes totais, recebendo pontuação 80.0%. Vale ressaltar que, nem todas as amostras apresentaram padrão de qualidade desejável, o que pode ser reflexo do tipo de tratamento usado, uma vez que a estação de tratamento de água-ETA não possui infraestrutura adequada que contemple todas as etapas de tratamento. Portanto, é recomendada a ampliação da ETA, tanto para que englobe todas as etapas de tratamento convencional, como para possibilitar uma oferta de água com melhor qualidade. Por fim, o Indicador de Abastecimento de Água foi calculado por meio da integração desses três indicadores específicos, apresentando resultado de 84.3%. De forma geral, o I_{AB} apresentou um bom desempenho, resultado também obtido por Pinto *et al.* (2014), que atribui esse fato ao bom atendimento à demanda local e tratamento da água para toda a população local.

Com relação ao esgotamento sanitário, foi visto que apenas 17.6% dos domicílios são atendidos com a coleta e o tratamento de esgotos, consequentemente, ambos os indicadores foram pontuados com nota mínima (zero), indicando grande deficiência nesse serviço público de saneamento básico. No entanto, segundo dados da Secretaria de Planejamento da Prefeitura do município estudado, cerca de 60% das residências possuem fossa séptica ou rudimentar, que acaba por ter sua contribuição na elevação da salubridade local. O i_{SE} apresentou pontuação máxima (100%) devido ao tratamento de 100% do volume coletado. Destaca-se que, apesar de todo o esgoto coletado ser tratado, o tratamento dado ao efluente é realizado por processo de autodepuração em duas lagoas de estabilização, sem qualquer monitoramento das condições de operação ou da qualidade do efluente final. O Indicador de Esgotamento Sanitário apresentou pontuação final de 33.3%, que denuncia uma precariedade significativa deste serviço.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

A falta de esgotamento sanitário é um problema comum em municípios de pequeno porte, fato também notável no município de São Pedro do Iguaçu-Paraná, que dispõe somente de fossas séptica (Pinto *et al.* 2014). Gama (2013) relata total inexistência de rede coletora em grande parte de sua área de estudo, a bacia hidrográfica do Rio de Reginaldo em Maceió-Alagoas. Pinto *et al.* (2016) consideram que o município Diamante do Oeste-Paraná, apesar de ter sido caraterizado como salubre ao fim de sua pesquisa, sofre com problemas vinculados aos indicadores de esgoto.

Quanto ao manejo de resíduos sólidos, pode-se afirmar que todos os domicílios são atendidos pela coleta de resíduos, sendo atribuída pontuação máxima para o i_{CR}. O i_{TR} obteve pontuação 50.0%, como resposta ao uso de aterro controlado para disposição final dos resíduos. Após o lançamento, os resíduos são cobertos com solo em um período de aproximadamente um mês. Vale ressaltar que esta é uma prática inaceitável, pois não há nenhum tratamento e monitoramento dos gases e do chorume/lixiviado gerados na área.

O i_{SR}, indicador que avalia a presença de formas mais corretas ecologicamente de coleta de resíduos e incentiva as práticas de reuso e reciclagem, obteve pontuação zero, pois a única forma de coleta é a indiferenciada, sem qualquer separação por tipo de material, sendo assim mais um fator preocupante, pois a coleta seletiva contribui para a não saturação da unidade de processamento onde os resíduos são dispostos. Cunha (2012) observou extrema deficiência para este indicador em quatro localidades estudadas no município de Itaguaçu do estado da Bahia, destacando necessitar de atividades básicas como coleta, acondicionamento, transporte, tratamento e disposição final em aterro sanitário de pequeno porte. A pontuação final do Indicador de Resíduos Sólidos foi de 50%, revelando uma situação não tão precária quanto o esgotamento sanitário, mas que precisa ser urgentemente melhorada.

Em Porto Rico/Paraná, após a aplicação do ISA por Kobren *et al.* (2019), o Indicador de Resíduos Sólidos apresentou pontuação máxima, com 100% de cobertura do serviço de coleta, existência de aterro sanitário e existência de coleta seletiva, que contribui para aumento da vida útil do aterro.

Para o Indicador de Drenagem Urbana infere-se que 97.7% das residências não estão sob qualquer risco de inundação, 91.8% não se localizam em terrenos ou ruas com acúmulos de água e 63.0% das ruas são pavimentadas, ou seja, grande parte da área urbana é predominante de barro e, portanto, permeável, contribuindo para o alívio do sistema de drenagem. Quanto à existência de sistema de drenagem, os logradouros públicos de apenas 8.0% das residências o possui. Assim, o Indicador de Drenagem Urbana obteve média de 65.1%. Em trabalho semelhante realizado por Valvassori e Alexandre (2012), os resultados apontaram deficiências em relação à drenagem urbana, além da existência de áreas de alagamento e inundação das microbacias.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Com relação ao controle de vetores, observou-se que o Indicador de Dengue identificou duas ocorrências nos últimos 5 anos, já para os Indicadores de Esquistossomose e Leptospirose não foram encontrados nenhum registro, dessa forma, este foi o indicador que teve melhor resultado. A inexistência de casos de esquistossomose e leptospirose também foi observado nos trabalhos de Cunha (2012) e Pinto *et al.* (2014).

Quanto aos indicadores socioeconômicos, o i_{ES} mostrou que os chefes das famílias, em 62.6% das residências, apresentam escolaridade de pelo menos primeiro grau completo. O i_{RM} mostrou que apenas 59.5% das famílias possuem renda mensal per capita igual ou superior a meio salário mínimo e o i_{DP} mostrou que 15.7% dos domicílios são pagos ou estão em situação regular de financiamento, um número extremamente baixo. Menezes (2007) considera que o baixo valor para I_{SE} é característico de comunidades carentes, especialmente os itens relacionados à renda familiar e à escolaridade do chefe da família, que frequentemente são muito baixos e com pouca qualificação profissional. Segundo o autor, a salubridade em comunidade com baixa infraestrutura, a qual pode ser representada pelas condições materiais e a necessidade de desenvolvimento social, devem constituir um objetivo permanente por parte dos municípios e seus gestores. A pontuação final do ISE foi 45.9%.

Em resumo, o I_{ES} foi o componente dentre todos que obteve menor valor e, portanto, o mais preocupante, tornando clara a necessidade de intervenção por parte do poder público para a melhoria do serviço, principalmente no que diz respeito a coleta dos efluentes e seu tratamento. Em seguida, por ordem de prioridade têm-se os componentes socioeconômico, de resíduos sólidos, de drenagem urbana, de controle de vetores e de abastecimento de água. Finalmente, obteve-se o valor de 58.21% para o ISA/CJ, indicando média salubridade para o município.

Destaca-se que a possibilidade de adaptação dos indicadores à realidades distintas pode dificultar a comparação entre municípios, principalmente devido à dificuldade ou ausência de determinados dados. No entanto, o uso de indicadores permite uma forte e relevante avaliação dos serviços públicos dentro de cada delimitação estudada e o progresso das ações rumo a salubridade ambiental, uma vez que o acesso a informação deve ser o primeiro passo para basear a elaboração e implementação das políticas públicas.

Conclusão

A partir deste estudo foi possível validar a relevância do método ISA na avaliação dos serviços públicos de saneamento básico, constituindo-se uma ferramenta de apoio à Administração Pública. Apesar de todas as adaptações feitas devido à falta de informações e da incerteza de alguns dados, a metodologia aqui descrita e as variáveis usadas, que não estão livres de serem aprimoradas, permitiram a criação do diagnóstico da prestação dos serviços públicos no município.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Acrescenta-se que a definição dos indicadores utilizados considerou apenas informações já disponíveis e não levou em conta o tipo de tecnologia utilizada, que poderia trazer resultados mais completos e satisfatórios.

Os resultados mostraram insuficiência em grande parte dos serviços públicos de saneamento básico, destacando-se: coleta e tratamento do esgoto sanitário, coleta seletiva, tratamento dos resíduos sólidos e disposição ambientalmente adequada dos rejeitos, estrutura de drenagem urbana e pavimentação das ruas, os quais revelam maior potencial na elevação da salubridade ambiental e promoção da qualidade de vida.

Os melhores índices foram encontrados nos indicadores de controle de vetores e de abastecimento de água. As condições socioeconômicas, por sua vez, mostraram baixo desempenho, indicando tratar-se de um município onde se concentra grande porcentagem de pessoas de baixa renda, com pouca escolaridade e com pouquíssimos imóveis pagos ou em situação regular de financiamento. Por fim, Cajazeirinhas foi caracterizada como um município de média salubridade.

Referências bibliográficas

Albuquerque, M.M. (2013) *Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) como Instrumento de Análise da Salubridade do Ambiente da Comunidade de Saramém em Brejo Grande (SE)*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe, São Cristovão, 176 p.

Amato-Lourenço, L. F. (2019) *Saúde e saneamento ambiental*. Editora Senac São Paulo.

Aravéchia júnior, J. C. (2010) *Indicador de salubridade ambiental (ISA) para a região Centro-oeste*: um estudo de caso no estado de Goiás, Dissertação de Mestrado, Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental, Universidade Católica de Brasília, Brasília, 134 pp.

Barreto, J. B., Feitosa, P. H. C., Anjos, K. L., Teixeira, R. O. (2020) Criação de um modelo de indicador de salubridade ambiental (ISA) adaptado ao contexto de municípios de pequeno porte (ISA/MPP), *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, **11**(2), 278-295. http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.002.0028

Bernardes, C., Bernardes, R. S., Günther, W. M. R. (2018) Household environmental health index proposal for rural communities: Conceptual and methodological aspects, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **23**(4), 697–706. http://doi.org/10.1590/S1413-41522018141631

Brasil (2017) *Portaria de Consolidação n. 5/2017*. Ministério da Saúde, Gabinete do Ministro. Brasília, DF. Acesso em: 11 nov. 2020. 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

Brasil (2011) *Saúde ambiental: guia básico para construção de indicadores.* Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Brasília – DF. Acesso em 20 de novembro de 2020, disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/saude_ambiental_guia_basico.pdf

Brasil (2007) *Lei Federal n. 11.445. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.* Diário Oficial da União, Brasília, DF. Acesso em: 14 jan. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Brustin, P., Tischner, A., Dias, L., Barbado, N., Reis, A. (2020) Aplicação do índice de salubridade ambiental (ISA) para diagnóstico de áreas urbanas: um estudo dos municípios de Maringá-PR e Sarandi-PR, *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **9**, 234-252. http://doi.org/10.19177/rgsa.v9e0I2020234-252

CONESAN, Conselho Estadual de Saneamento – ISA (1999) *Indicador de Salubridade Ambiental, ISA, Manual de Orientação Técnica*, impresso e editado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, São Paulo.

Cunha, T. B. (2012) *Análise integrada de salubridade ambiental e condições de moradia: aplicação no município de Itaguaçu da Bahia*, Dissertação de Mestrado, Mestrado em Engenharia urbana e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 134 pp.

Funasa, fundação nacional de saúde, (2015) Manual de Saneamento, 4. ed. Ministério da Saúde, Brasília, 648 p.

Gama, J. A. S. (2013) *Índice de Salubridade Ambiental em Maceió aplicado à bacia hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió/AL*, Dissertação de Mestrado, Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 102 pp.

Gondim, G. M. M. (2008) Espaço e saúde: uma (inter) ação provável nos processos de adoecimento e morte em populações. In: *Território, ambiente e saúde*. pp. 57-75.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018) *Cidades: Cajazeirinhas-PB*. Acesso em: 22 jul. 2020, disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/cajazeirinhas/panorama

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) *Censo Demográfico 2010*. Acesso em 22 julho de 2020, disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/cajazeirinhas/panorama

Kobren, J. C. P., Santos, L. N., Cruz, P. A. G., Rezende, T. C., Barbado, N. (2019) Aplicação do indicador de salubridade ambiental (ISA) no município de Porto Rico, PR. *Revista Mundi Meio Ambiente e Agrárias*, **4**(1), 1-19.

Lima, A. S. C., Arruda, P. N., Scalize, P. S. (2019) Indicador de salubridade ambiental em 21 municípios do estado de Goiás com serviços públicos de saneamento básico operados pelas prefeituras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **24**(3), 439-452. http://doi.org/10.1590/S1413-41522019188336

Maccarini, M. B., Henning, E. (2019) Indicadores de Salubridade Ambiental: Uma análise sistemática. *Scientia cum Industria*, **6**(3), 44-49. http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v6iss3p44

Mari, A. C. C., Pinto, L. P., Junior, A. M., Dierings, L. S., Frigo, E. P. (2019) Indicador de Salubridade Ambiental de municípios lindeiros e não lindeiros da Bacia Hidrográfica do Paraná III. *AMBIÊNCIA*, **15**(1), 57-72. http://doi.org/10.5935/ambiencia.2019.01.04

Menezes, G. O. (2007) *Aplicação do Índice de Salubridade Ambiental em comunidades carentes e sua comparação com comunidades padrão: instrumento para planos de gestão municipal*. Dissertação de mestrado, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 205 pp.

Pinto, L. P., Mari, A. C. C., Junior, A. M., Azevedo, K. D., Cabral, C., Frigo, E. P. (2016) Condição ambiental do município de Diamente do Oeste - PR, *Brazilian journal of Biosystems Engineering*, **10**(1), 62–68.

Pinto, L. P., Cabral, A. C., Perissato, S. M., Azevedo, K. D., Frigo, J. P., Frigo, E. P. (2014) Salubridade Ambiental do município de São Pedro do Iguaçu–PR. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **3(**1), 55-64. http://doi.org/10.5380/rber.v3i1.36916

Prüss, A., Kay, D., Fewtrell, L., Bartram, J. (2002) Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level, *Environmental Health Perspectives*, **110**(5) 537-542.

Rocha, L. A., Rufino, I. A. A., Barros Filho, M. N. M. (2019) Indicador de salubridade ambiental para Campina Grande, PB: adaptações, desenvolvimentos e aplicações, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **24**(2), 315–326. http://doi.org/10.1590/S1413-41522019166209

Santos, R.M. (2008) *A utilização do Indicador de Salubridade Ambiental – ISA como Ferramenta de Planejamento Aplicado à cidade de Aquidauana/MS*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Aquidauana. 164 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77592
Vol. 15, No.1, 231-244
6 de abril de 2022

Silva, S.A., Gama, J.A.S., Callado, N. H., Souza, V. C. B. (2017) Saneamento básico e saúde pública na Bacia Hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió, Alagoas, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **22**(4), 699–709. http://doi.org/10.1590/S1413-41522017146971

Sousa, E. F. (2018) *Gestão de empreendimentos familiares no semiárido nordestino: um estudo na Associação Comunitária Rural do sítio Jacu em Cajazeirinhas-PB*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Pombal-PB, 103 pp.

Teixeira, D. A., Filho, J. F. P., Santiago, A. F. (2017) Indicador de salubridade ambiental (ISA): os 17 anos da prática no Brasil, *ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, p. 1–14, São Paulo, Brasil, outubro de 2017.

Teixeira, D. A., Filho, J. F. P., Santiago, A. F. (2018) Indicador de salubridade ambiental: variações da formulação e usos do indicador no Brasil, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **23**(3), 543–556. http://doi.org/10.1590/S1413-41522018170866

Valvassori, M. L., Alexandre, N. Z. (2012) Aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para áreas urbanas, *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, **25**(19), 1-19.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

USO DE BIOINDICADORES COMO AUXÍLIO NO MONITORAMENTO DE RIOS COM PRESENÇA DE DEJETOS DE ANIMAIS: REVISÃO DE LITERATURA

* Milla Gomes Albuquerque [1]
Shara Sonally Oliveira de Sousa [1]
Valmir Cristiano Marques de Arruda [1]
Soraya Giovanetti El-Deir [1]

THE USE OF BIOINDICATORS AS AN AID IN MONITORING RIVERS WITH THE PRESENCE OF ANIMAL WASTES: A LITERATURE REVIEW

Recibido el 27 de noviembre de 2020. Aceptado el 17 de diciembre de 2021

Abstract

Animal waste has a high amount of nutrients and can be used as fertilizer or for energy generation. When improperly disposed of, they cause damage to the environment and may cause eutrophication of the aquatic environment. Bioindicators are living beings that present ethological, physiological or morphological alterations in the face of abiotic modifications, and can be water monitors. This aims to assess whether *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* can be considered ideal bioindicators for water monitoring. The bibliographic survey was summarized in a table for each species. Then, qualiquantitative analysis was performed using ten pre-defined parameters, with variable weights and notes. These results were multiplied generating an indicator for each of the characteristics. These values were summed and stipulated ranges from the result of the average between the sum of the weights and the sum of the total notes of the parameters. Both species present poorly defined taxonomy, small size and difficulty of recognition by non-specialists, which shows a disadvantage in the study of the species. However, these were used recurrently in the laboratory and with wide geographical distribution. *B. calyciflorus* was shown to be a good environmental bioindicator and *B. havanaensis* was rated as regular for eutrophic zones, and may be a good option for monitoring the presence of animal waste.

Keywords: environmental parameters, environmental pollution, rotifers, water quality.

[1] Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
* *Autor correspondente:* Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE. Rua Manuel de Medeiros, 610-876, Dois Irmãos, Recife – PE. CEP: 52071-000. Email: millagomes0410@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Resumo

Os dejetos de animais apresentam alta quantidade de nutrientes, podendo servir para fertilizante ou para geração energética. Quando dispostos incorretamente, causam prejuízos ao meio, podendo provocar eutrofização do ambiente aquático. Os bioindicadores são seres vivos que apresentam alterações etológicas, fisiológicas ou morfológicas face a modificações abióticas, podendo ser monitores hídricos. Este visa avaliar se *Brachionus calyciflorus* e *Brachionus havanaensis* podem ser consideradas bioindicadoras ideais para o monitoramento hídrico. O levantamento bibliográfico foi resumido num quadro para cada espécie. Depois, foi realizada análise qualiquantitativa usando dez parâmetros pré-definidos, com pesos e notas variáveis. Estes resultados foram multiplicados gerando um indicador para cada uma das características. Estes valores foram somados e estipuladas faixas a partir do resultado da média entre a soma dos pesos e a soma das notas totais dos parâmetros. As duas espécies apresentam taxonomia pouco definida, tamanho pequeno e dificuldade de reconhecimento por não especialistas, o que mostra um desfavorecimento no estudo das espécies. Entretanto, estas foram usadas de forma recorrente em laboratório e com ampla distribuição geográfica. *B. calyciflorus* mostrou-se como um bom bioindicador ambiental e *B. havanaensis* foi classificada como regular para zonas eutróficas, podendo ser uma boa opção para monitorar a presença de dejetos de animais.

Palavras chave: parâmetros ambientais, poluição ambiental, qualidade das águas, rotíferos.

Introdução

A água é de fundamental importância à vida dos seres vivos, serve para a manutenção da vida na Terra no consumo humano, dessedentação de animais e processos industriais, por exemplo (Silva e Pereira, 2019). A Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938 (Brasil, 1981), surgiu com o objetivo de preservar, melhorar e recuperar – caso necessário - a qualidade ambiental segura à vida para buscar a manutenção do equilíbrio ecológico. Diante disto, visto a necessidade de se ter um controle quanto ao uso da água, surgiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Lei nº 9.433 (Brasil, 1997), para direcionar a gestão integrada dos recursos hídricos, na esfera nacional e estadual.

Os problemas ambientais relacionados à água mostram-se presentes devido a ações de atividades antrópicas, como as atividades provenientes do setor industrial e agropecuário, dando origem a poluição ambiental hídrica (Alves *et al.*, 2013). Thompsom *et al.* (2008) relataram que o método tradicional de avaliação de qualidade de águas, onde utiliza-se apenas as características físico-químicas, foi sendo trocada por avaliações que envolvem também as características biológicas dos ecossistemas, ao longo dos anos.

De acordo com Candiotto (2019), um dos grandes fatores da contaminação de rios em ambiente rural é a deposição de dejetos de animais no solo, de forma exagerada ou incorreta. Às vezes, um agravante pode ser a localização dos chiqueiros, currais e/ou galinheiros, que são construídos em Áreas de Preservação Permanente (APP), como margem de rios. Segundo Gatiboni *et al*. (2019), os dejetos de animais apresentam elevada quantidade de nutrientes e possuem composição apropriada para serem utilizadas como fertilizantes em plantas. Entretanto, o uso deste de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

maneira errada pode acarretar problemas ambientais graves. Um exemplo de impacto ambiental visto em corpos hídricos é a mudança na característica natural da água, causado pela elevada disponibilidade no meio do elemento químico Fósforo (P). Esta situação ocorre quando o solo recebe os dejetos de animais de forma contínua como fertilizantes, provocando o escoamento superficial para o rio, causando a eutrofização do ambiente aquático.

A avaliação da poluição de um rio pode ser realizada a partir do uso de bioindicadores, que são populações biológicas que podem demonstrar que há uma alteração na condição ambiental por meio de resposta etológica, fisiológica ou da dinâmica da população (Santos *et al*., 2016). De acordo com Almeida *et al.* (2017), o uso de bioindicadores como biomonitor ambiental pode ser visualizada através da alteração na quantidade de animais e plantas devido a sensibilidade de espécies à agentes externos de poluição. Diante disso, visto a importância da água, o intuito deste trabalho é avaliar se as espécies *Brachionus calyciflorus* e *Brachionus havanaensis,* que são rotíferas, podem ser consideradas bioindicadores ideais para o monitoramento da qualidade ambiental de corpos hídricos.

Metodologia

A primeira etapa do trabalho foi o método de estruturação do tipo “pesquisa bibliográfica” “consulta bibliográfica” (Marconi e Lakatos, 2010), sendo consultada algumas bases de dados como o Science Direct, Scholar Google e Scielo, seguindo o critério de inclusão os termos “dejetos de animais da pecuária” + “poluição ambiental”, “bioindicadores ambientais”, “poluição de corpos hídricos” + “dejetos de animais”, “impactos ambientais”, “rotíferos” + “*Brachionus*” e “zooplâncton” e critério de exclusão artigos sem relação com o tema. Foram coletadas informações das bibliografias consultadas e estas foram agrupadas em um quadro resumo para cada espécie, de forma a avaliar dez parâmetros e relatar se o organismo vivo estudado pode ser considerado um bioindicador ideal ou não. Quando a resposta do parâmetro não era encontrada para a espécie, foi preciso buscar características de forma mais geral, fazendo-se buscas pelos rotíferas ou zooplâncton.

Para saber o nível de contaminação do corpo hídrico, utiliza-se bioindicadores. Estes são manuseados como análise do possível impacto ambiental. Nesta pesquisa realizaram-se estudos sobre as espécies *Brachionus havanaensis* e *Brachionus calyciflorus.*

A segunda etapa consistiu na análise das espécies para saber se o bioindicador era ideal, a partir dos dez critérios apresentados por Neumann-Leitão, El-Deir (2009) e Johnson *et al.* (1993). Foi utilizada a metodologia de Pinheiro *et al.* (2015), onde os pesos variaram de 1 (baixa relevância), 2 (média relevância) e 3 (alta relevância), respectivamente (Tabela 1). Para os pesos atribuídos à cada critério, também foram dadas notas com valores de 1 (mínima representatividade), 2 (baixa

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

representatividade), 3 (média representatividade), 4 (boa representatividade) e 5 (excelente representatividade). A multiplicação entre o peso e a nota resultou no total. Posteriormente, foi somado o peso e o total de todos os parâmetros, respectivamente.

Tabela 1. Parâmetros para um bioindicador ideal.

	PARÂMETROS	Peso	Nota	Total
1	Atributos ecológicos devidamente estabelecidos	3		
2	Disposição geográfica	2		
3	Prontamente identificado por não especialistas	3		
4	Extenso ciclo de vida	2		
5	Existir de forma numerosa	1		
6	Taxonomia bem definida	3		
7	Apresenta movimentos restritos	3		
8	Ter pequena mutabilidade ecológica e gênica	2		
9	Ter possibilidade de uso em estudos de laboratório	1		
10	Ter preferencialmente tamanho grande	2		

Fonte: Pinheiro et al. (2015).

Foram estipuladas faixas a partir do resultado da média entre a soma dos pesos e a soma das notas totais dos parâmetros (Equação 1).

$$Mp = \frac{\sum_{i=1}^{n}(pi*ni)}{\sum_{i=1}^{n} pi} \qquad \textbf{(Equação 1)}$$

Onde
Mp = Média ponderada
pi = Valor do peso
ni = Valor da nota

Para a qualificação do bioindicador, obteve-se faixas (Tabela 2) com o intuito de relatar se a espécie pode ser considerada uma boa ou má escolha como bioindicador ambiental.

Tabela 2. Faixas de classificação do bioindicador.

Valores	Classificação
4.1 a 5	Ótimo
3.1 a 4	Bom
2 a 3	Regular
2 <	Péssimo

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Resultados

Bioindicadores ambientais em corpos hídricos

Segundo Abrantes e Piroli (2019), os bioindicadores ambientais são seres vivos que alteram a fisiologia ou o comportamento decorrente de efeitos provenientes de poluentes presentes no meio. A utilização dos bioindicadores para a apreciação da qualidade da água é feita a partir da sensibilidade dos organismos ao aumento da carga de nutrientes e poluentes, o que pode permitir a identificação do aumento do grau de eutrofização do local, devido a ação antrópica (Santos *et al*., 2016). Os bioindicadores apresentam respostas diferentes de acordo com a espécie observada e o tipo de poluente despejado, visto que cada um destes dispõe de uma vulnerabilidade particular (Nishiwaki *et al.,* 2017).

O zooplâncton é um relevante elemento para o processo dinâmico do ambiente aquático (Bastos *et al.*, 2010). Os seres que vivem ali são animais microscópicos que habitam os corpos hídricos (Macêdo *et al.,* 2016), alguns são indicadores de impactos ambientais, visto que reagem à inserção de poluentes nas águas, o que denota uma modificação do meio nos parâmetros físicos, químicos ou biológicos. O motivo pelo qual espécies que compõem o zooplâncton numa fase do ciclo de vida ou durante todo seu desenvolvimento pode ser como bioindicador é porque estas possuem o ciclo de vida curto, ampla sensibilidade a determinados poluentes e a existência em grande quantidade no meio aquático (Veado, 2008).

O trabalho de Santos *et al*. (2009) ressaltam que no zooplâncton há espécies importantes para estudos de impactos ambientais, porque apresentam rápida resposta às alterações da qualidade da água. A comunidade zooplanctônica é estruturada por organismos de diferentes táxons, sendo que os três grupos com maior representatividade são os copépodas, rotíferas e cladoceras (Silva *et al.*, 2020).

Rotíferos como bioindicadores

Os rotíferos são organismos zooplanctônicos encontrados em quase todos os corpos hídricos, estes possuem contribuição na cadeia alimentar, pela importância do seu papel na transferência de energia (Elser *et al*., 1988). Estes têm uma importância devido a sua ampla reprodução e modificação da produção primária, consumido pelos produtores secundários, sendo capaz de originar até 30% da biomassa do plâncton (Andreoli e Carneiro., 2005). A duração do ciclo de vida dos rotíferos é determinada pela temperatura da água (Moreira *et al*., 2001).

A vantagem dos rotíferos pode ser vista na presença em diversos ambientes com aumento de eutrofização, sendo utilizado como bioindicador (Oliveira *et al.,* 2015). Os rotíferos também apresentam importância por serem pequenos e de alto valor proteico, fator relevantes nas primeiras fases de vida dos peixes (Moreira *et al*., 2001).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Foi percebida a relação da concentração de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica com a poluição de corpos hídricos por Jorge-Filho *et al.* (2014), onde registram-se que em meses com baixa precipitação, as rotíferas mostraram-se mais presentes devido a elevação da quantidade de sólidos totais e condutividade; o inverso também ocorreu em meses chuvosos, quando as rotíferas apresentaram-se em menor quantidade no momento que houve a diminuição da quantidade de sólidos totais e condutividade.

Os rotíferos podem ser classificados como seres oportunistas, visto que podem se adaptar às diversas situações ambientais, assim como também acarretam em um desequilíbrio na disposição da comunidade dos zooplanctons por causa da competição por alimentos (Meirinho e Pompêo, 2015).

Estudos apresentados por Ejsmont-Karabin (2012) e Eler *et al*. (2003) demonstraram que as espécies do gênero *Brachionus,* como as *B. calyciflorus* e *B. havanaensis* (Figura 1)*,* são espécies bioindicadoras de ambientes eutrofizados.

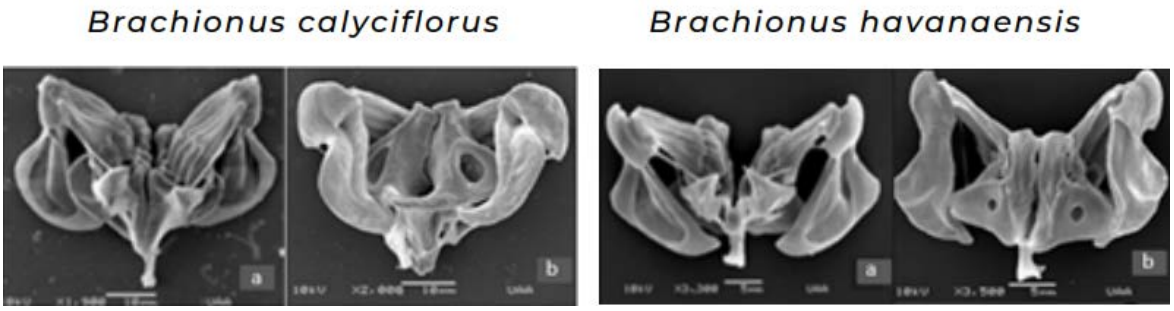


Figura 1. Visão ventral (a) e dorsal (b) dos *Brachionus s (Fonte: Guerrero-Jiménez et al., 2015)* .

Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766) e *Brachionus havanaensis* (Rousselet, 1911) pertencem a um gênero que é excelente indicador de águas eutróficas, sendo um dos relevantes gêneros que compõem o zooplâncton (Soares *et al*., 2010). Este faz parte da Classe Rotatoria, da Subclasse Eurotratoria, Família Brachionidae (Vitório, 2006), que é encontrada com frequência na América do Sul (Brito *et al*., 2011).

As espécies do gênero *Brachionus* possuem uma importância na cadeia alimentar dos corpos hídricos, pois são importante alimento de espécies ciclídeos (Abdel Aziz e Aboul Ezz, 2004). De acordo com o estudo realizado por Perbiche-Neves *et al.* (2012), o aparecimento de várias espécies *Brachionus* aponta que o ecossistema aquático está eutrofizado, sendo frequente o registro de *B. calyciflorus* e *B. havanaensis (*Galvão, 2014).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Quando bioindicador, *B. calyciflorus* com quantidades elevadas num corpo hídrico aponta que há alta carga de resíduos orgânicos no local, comprovando que no local existem nutrientes que denotam a eutrofização. Um ambiente encontrado com número em excesso da espécie *B. calyciflorus* representa que a quantidade de DBO, profundidade local e medidas hidrológicas são inversamente proporcionais (Vitório, 2006). Vale salientar que *B. calyciflorus* é uma espécie altamente indicada para águas poluídas (Silva, 2013).

Quando se fala da espécie *B. havanaensis,* esta também é considerada como indicadora de ambientes eutrofizados (Silva, 2013). De acordo com o estudo de Galvão (2014) em reservatórios da região semiárida tropical, a *B. havanaensis* é uma espécie considerada abundante neste meio estudado.

Observação das espécies

As duas espécies apresentam uma taxonomia pouco definida, necessitando de mais observação e estudos referente a este tema. Além de serem espécies de tamanho pequeno, são de difícil reconhecimento por pessoas não especializadas no tema, o que mostra outra dificuldade sobre estes bioindicadores. No entanto, estas são espécies com uso recorrente em laboratórios e de ampla disposição geográfica, sendo encontradas em diversos ambientes aquáticos pelo mundo, o que facilita o seu uso.

Em relação à abundância da espécie *B. calyciflorus,* este aspecto mostra-se positivo, pois é a espécie mais encontrada em ambientes aquáticos. Os atributos ecológicos desta são pouco definidas, porém evidencia-se que estão em processo de busca pelos especialistas.

Na avaliação da espécie *B. havanaensis* (Quadro 2), mostrou-se mais difícil a obtenção de todos os dados. A dificuldade de encontrar estas informações deveu-se ao pouco estudo observado na literatura para esta espécie. É uma espécie que devido a estas limitações de estudos, as definições dos atributos ecológicos e da Taxonomia sejam ainda menos bem definidas que as da espécie *B. calyciflorus.*

Em relação a análise dos parâmetros (Tabela 3), a atribuição de notas seguiu de acordo com os aspectos encontrados nos quadros-resumo de cada espécie. Pode-se observar que o *B. calyciflorus* apresentou uma maior definição sobre os atributos ecológicos, uma abundância maior e uma taxonomia mais bem definida que o *B. havanaensis,* devido aos estudos que foram encontrados na literatura. De acordo com a nota atribuída para cada parâmetro por meio do que foi observado na literatura, a espécie *B. calyciflorus* é um bioindicador bom, já a espécie *B. havanaensis* está num nível de bioindicador regular.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Quadro 1. Resumo da avaliação dos parâmetros do *B. calyciflorus.*

Parâmetro	Detalhamento do parâmetro	Referência
Taxonomia bem definida	Não, apesar de ser a espécie provavelmente mais estudada em ecologia, a sua taxonomia permanece confusa. Muita da confusão é decorrente de sua grande variabilidade fenotípica.	Michaloudi *et al*. (2018)
Prontamente identificado por não especialistas	Não, as espécies de *Brachionus* mostram-se de difícil reconhecimento por não-especialistas.	Kim *et al.* (2018)
Disposição geográfica ampla	Sim, a espécie é tolerante e de ampla disposição geográfica.	Galvão (2014)
Existir de forma numerosa	Sim, entre onze espécies da comunidade rotífera mais abundantes encontradas no Rio Paraná, a espécie *B. calyciflorus* foi a terceira mais abundante com 219.76 org./m³.	Mantovano *et al.* (2015)
Ter pequena mutabilidade ecológica e gênica	Não, existem diferenças sistemáticas entre as espécies.	Michaloudi *et al*. (2018)
Tem preferencialmente um tamanho grande	Não, as rotíferas possuem tamanho pequeno. Enquanto o gênero Asplanchna é considerado grande com tamanho ≥ 310 µm na fase adulta, o *B. calyciflorus* é considerado pequeno por ter comprimento de 169-195 µm.	Serra *et al*. (2019)
Apresenta movimentos restritos	Sim, os rotíferos apresentam baixa mobilidade de migração e de nadarem por vários metros.	Oliveira Neto (1993)
Extenso ciclo de vida	Os rotíferos possuem um dos mais curtos ciclos de vida dentre os zooplanctons.	Fersous e Muktadir (2009)
Dispõe de atributos ecológicos bem conhecidos	Não, a descrição original de *B. calyciflourus* necessita de detalhes.	Michaloudi *et al*. (2018)
Tem possibilidade de uso em estudos em laboratório	Sim, Serra *et al.* (2019) utilizaram amostras de *B. calyciflorus* em laboratório. O estudo de Xiang *et al.* (2017) faz análise comparativa de *B. calyciflorus* em laboratório.	Serra *et al*. (2019) / Xiang *et al.* (2017)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Quadro 2. Resumo da avaliação dos parâmetros do *B. havanaensis.*

Parâmetro	Detalhamento do parâmetro	Referência
Taxonomia bem definida	Não, a taxonomia dos rotíferos é pouco estudada.	Fontaneto *et al.* (2009)
Prontamente identificado por não especialistas	Não, as espécies de *Brachionus* mostram-se de difícil reconhecimento por não-especialistas.	Kim *et al.* (2018)
Disposição geográfica ampla	Sim, a espécie é tolerante e de ampla disposição geográfica. A *B. havanaensis* é uma espécie cosmopolita.	Galvão (2014) / Kutikova (2002)
Existir de forma numerosa	Sim, no reservatório de Poções foi possível observar a abundância numérica de *B. havanaensis* (31,94% ou 10.220 indivíduos), que fica localizado no semiárido paraibano.	Azevedo *et al.* (2015)
Ter pequena mutabilidade ecológica e gênica	Não, esta espécie exibe uma plasticidade fenotípica quando submetida a diferentes níveis de alimento, estresse predatória e mudanças de temperatura.	Garcia *et al*. (2007)
Tem preferencialmente um tamanho grande	Não, as rotíferas possuem tamanho pequeno.	Serra *et al*. (2019)
Apresenta movimentos restritos	Sim, os Rotíferas apresentam baixa mobilidade de migração e de nadarem por vários metros.	Oliveira Neto (1993)
Extenso ciclo de vida	Os rotíferos possuem um dos mais curtos ciclos de vida dentre os zooplanctons.	Fersous e Muktadir (2009)
Dispõe de atributos ecológicos bem conhecidos	Não, a riqueza de cunho ecológico dos rotíferos necessita de mais estudos em áreas litorâneas e estudos associados às macrófitas.	Joko (2007)
Tem possibilidade de uso em estudos em laboratório	Sim, González-Perez *et al*. (2016) utilizaram o *B. havanaensis* em laboratório para produzir o estudo. O *B. havanaensis* é utilizado em bioensaios.	González-Perez *et al.* (2016) / González-Pérez *et al.* (2018)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Tabela 3. Média ponderada dos parâmetros encontrados para *B. calyciflorus* e *B. havanaensis.*

Parâmetros	*Brachionus calyciflorus*			*Brachionus havanaensis*		
	Peso	Nota	Total	Peso	Nota	Total
Atributos ecológicos devidamente estabelecidos	3	3	9	3	2	6
Distribuição geográfica	2	5	10	2	5	10
Prontamente identificado por não especialistas	3	1	3	3	1	3
Extenso ciclo de vida	2	2	4	2	2	4
Existir de forma numerosa	1	5	5	1	4	4
Taxonomia bem definida	3	3	9	3	2	6
Apresenta movimentos restritos	3	5	15	3	5	15
Ter pequena mutabilidade ecológica e gênica	2	2	4	2	2	4
Ter possibilidade de uso em estudos de laboratório	1	5	5	1	5	5
Ter preferencialmente tamanho grande	2	2	4	2	2	4
Soma total	22		68	22		61
Média ponderada	3.1			2.8		

Conclusões

Os bioindicadores são importantes para saber as condições ambientais referentes ao possível nível de poluição de um local. Estes podem auxiliar no monitoramento dos corpos hídricos afetados por dejetos de animais da pecuária, visto que as espécies *B. calyciflorus* e *B. havanaensis* são indicadoras de ambientes eutróficos.

A espécie *B. havanaensis* foi considerada como bioindicador regular da qualidade ambiental, apesar de não haver muitas informações e detalhamentos na literatura sobre a Biologia, Ecologia e Fisiologia. Percebeu-se a necessidade de realização de mais estudos sobre a espécie, visando aprofundar o grau de conhecimento científico a respeito de diversos aspectos relativos a esta, assim como o potencial uso para fins de bioindicação e biomonitoramento.

Já a espécie *B. calyciflorus* mostrou-se como um bioindicador bom para ambientes eutróficos. Observou-se que há estudos esclarecedores a respeito de aspectos relativos à Biologia, Ecologia e Fisiologia que são determinantes para um maior grau de conhecimento da interação desta espécie com parâmetros abióticos e biocenóticos do ambiente, facilitando a compreensão da reação desta à ambientes poluídos.

Os bioindicadores são essenciais para a bioindicação e o biomonitoramento do ambiente, mostrando-se importantes para a identificação da poluição proveniente de dejetos de animais neste meio. Necessita-se de estudos mais aprofundados acerca do tema, como também o auxílio de Políticas Públicas de incentivo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

A relevância do estudo sobre o tema em programas de pós-graduação ajuda como forma complementar a compreensão das problemáticas ambientais advindas de possíveis fatores impactantes, observando as consequências de atividades antrópicas neste meio e buscando maneiras mais eficientes do monitoramento ambiental. O presente artigo pretende ser um estudo inicial do uso de espécies para bioindicação e biomonitoramento, auxiliando a melhoria do gerenciamento dos recursos naturais.

Referências bibliográficas

Abdel Aziz, N. E., Aboul Ezz, S. M. (2004) The structure of zooplankton community in lake Maryout, Alexandria, Egypt. ISSN 1110-0354. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. **30**, 160-170.

Abrantes, A. S. M., Piroli, E. L (2019). A utilização de indicadores biológicos em pesquisas geográficas. *Revista Formação (online).* **26**(47), 203-219. https://doi.org/10.33081/formacao.v26i47.5537

Almeida, C. C. S., Barreto, T. N. A., Lira, E. B. S., Lorena, E. M. G., Santos, I. G. S., Bezerra, A. P. X. G. (2017) Bioindicators of Air Quality Species. *Revista Geama*. Recife, **3**(2), 94-102. ISSN 2447-0740.

Alves, D. M., Lima, F. K. C., Nóbrega, C. C., Falcão, J. C., Araújo, E. S., Barros, H. L. F., Lima, A. S. M. (2013) Qualidade da água em rios urbanos: Um estudo de caso sobre o rio Tambay-Bayeux-Pb/Brasil. *Revista Aidis de Indenieria y Ciências Ambientales: Investifación, desarrolho y práctica.* **8**(1), 21-31, ISSN 0718-378X.

Andreoli, C. V., Carneiro, C. (2005) Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. *Engenharia Sanitária e Ambiental.* **10**(2), Rio de Janeiro. http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522005000200001

Azevedo, D. J. S., Barbosa, J. E. L., Porto, D. E., Gomes, W. I. A., Molozzi, J. (2015) Biotic of abiotic factors: which has greater influence in determining the structure of rotifers in semi-arid reservoirs? *Acta Limnologica Brasiliensia.* **27**(1), 60-77. https://doi.org/10.1590/S2179-975X2914

Bastos, R. K. X., Dornelas, F. L., Rios, E. N., Ruas, D. B., Okano, W. Y. (2010) Dinâmica da Qualidade da Água e da Comunidade Planctônica em Lagoas de Polimento. Estudo de Caso no Sudeste Brasileiro. *Revista Aidis de Indenieria y Ciências Ambientales: Investifación, desarrolho y práctica*, **3**(1), 97-107. ISSN 0718-378X.

Brasil (1981). *Lei n. 6.938 de 31 de agosto de 1981*. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília.

Brasil (1997). *Lei n. 9.433 de 8 de janeiro de 1997*. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA). Secretaria dos Recursos Hídricos. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília.

Brito, S. L., Maia-Barbosa, P. M., Pinto-Coelho, R. M. (2011) Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes and reservoirs: research and management*. **16**, 253-264. https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2011.00484.x

Candiotto, L. Z. P. (2019) Conservação de recursos hídricos em unidades rurais familiares com produção de alimentos orgânicos no alto curso da bacia do rio Cotegipe, município de Francisco Beltrão – Paraná. *Caminhos da Geografia.* Uberlândia, Minas Gerais, **20**(69), 174-192. https://doi.org/10.14393/RCG206941132

Ejsmont-Karabin, J. (2012) The Usefulness Of Zooplankton As Lake Ecosystem Indicators: Rotifer Trophic State index. *Polish Journal of Ecology*, **60**(2), 339-350.

Eler, M. N., Pareschi, D. C., Espíndola, E. L G., Barbosa. D. S. (2003) Ocorrência de Rotifera e sua relação com o estado trófico da água em pesque-pague na bacia do rio Mogi-Guaçu-SP**.** *Boletim Técnico do CEPTA.* **16**, 41-56.

Elser, J. J., Elser, M. M., Mckay, N. A., Carpenter, S.R. (1988) Zooplâncton – Mediated Transitions Betwen N. And P-Limted Algal Groveth. *Limnology And Oceanography.* **33**(1), 1- 14. Https://Doi.Org/10.4319/Lo.1988.33.1.0001

Ferdous, Z.; Muktadir, A.K.M. (2009) A Review: Potentiality of Zooplankton as Bioindicator. *American Journal of Applied Sciences.* **6**(10), 1815-1819.

Fontaneto, D., Kaya, M., Herniou, E. A., Barraclough, T. G. (2009) Extreme levels of hidden diversity in microscopic

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

animals (Rotifera) revealed by DNA taxonomy. *Molecular Philogenetics and Evolution.* **53**, 182-189. https://doi.org/10.1016/j.ympev.2009.04.011

Galvão, A. M. F. (2014) *A comunidade zooplanctônica como bioindicadora do estado trófico de reservatórios em região semiárida tropical.* Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 47 p.

Garcia, C. E.; Chaparro-Herrera, D. J.; Nandini, S.; Sarma, S. S. S. (2007) Life-history strategies of Bachionus havanaensis subject to kairomones of vertebrate and invertebrate predators. *Chemistry and Ecology*. **23**(4), 303-313.

Gatiboni, L. C., Nicoloso, R. S., Palhares, J. C. P. (2019) *Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos***.** Brasília, DF, Embrapa.

González-Perez, B. K., Sarma, S. Ss., Nandini, S. (2016) Effects of selected pharmaceuticals (ibuprofen and amoxicillin) on the demography of Brachionus calyciflorus and Brachionus havanaensis (Rotifera). *The Egyptian Journal of Aquatic Research.* **42**(3), 341-347.

González-Pérez, B. K., Sarma, S. S. S., Castellanos-Páez, M. E., Nandini, S. (2018) Multigenerational effects of triclosan on the demography of *Plationus patulus* and *Brachionus havanaensis* (ROTIFERA). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **147**, 275-282. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.049

Guerrero-Jiménez, G., Silva-Briano, M., Adabache-Ortiz, A., Hernández-Rodríguez, S. (2015) Ultra Structural Comparison of Trophi in Species of the Genus Brachionus Pallas, 1766 in Aguascalientes State, Mexico. *Natural Science*. **07** (09), 12 p. https://doi.org/10.4236/ns.2015.79045

Johnson, R. K., Wiederholm, T., Rosenberg, D. M. (1993) Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In*: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* New York: Chapman & Hall, 40-158.

Joko, C. Y. (2007) *Morfologia, morfometria e distribuição das espécies de Brachionidae e Lecanidae (Rotifera) na planície de inundação do alto rio Paraná (MS/PR - Brasil).* Dissertação. 83 f. Universidade Estadual de Maringá. Paraná.

Jorge-Filho, S. J., Neumann-Leitão, S., Silva, T. A., Melo Júnior, M. (2014) Planktonic rotifers from a tropical estuary under high marine influence (Passos River, PE, Brazil). *Tropical Oceanography*, **42**(especial), 68-79.

Kim, H., Lee, B., Han, J., Jeong, C., Hwang, D., Lee, M., Kang, H., Kim, P., Kim, H. O. (2018) The genome of the freshwater monogonont rotifer *Brachionus calyciflorus. Molecular Ecology Resources.* **18**(3). https://doi.org/10.1111/1755-0998.12768

Kutikova, L. A. (2002) Rotifera. In: Fernando, C. H. (Ed.). A guide to tropical freshwater zoopankton. Leiden, Netherlands: *Backhuys Publisher*, 23-68.

Macedo, I. M. E., Oliveira, F. H. P. C., Shinohara, N. K. S., Lira, O. O., Padilha, M. F. R. (2016) Effect of micronutrients on the zooplankton community. *Revista Geama.* **2**(4). ISSN 2447-0740.

Mantovano, T., Arrieira, R. L., Schwind, L. T. F., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A. (2015) Rotifer community structure along a stretch under the influence of dams in the Upper Paraná River floodplain. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, **37**(3), 281-289. https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v37i3.27759

Marconi, M. De A., Lakatos, E. M. (2010) *Fundamentos da Metodologia cientifica*. 7ª ed. São Paulo: Atlas.

Meirinho, P. A., Pompêo, M. (2015) *Histórico de estudos sobre a comunidade zooplanctônica do reservatório Rio Grande ao longo do tempo e sua heterogeneidade espacial*. **In**: Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; Nishimura, P.; Cardoso-Silva, S. & Lopez-Doval, J. C. eds. Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 460 pp.

Michaloudi, E., Papakostas, S., Stamou, G., Neděla, V., Tihlaříková, E., Zhang, W., Declerck, S. A. (2018) Reverse taxonomy applied to the Brachionus calyciflorus cryptic species complex: Morphometric analysis confirms species delimitations revealed by molecular phylogenetic analysis and allows the (re)description of four species*. Plos One*. **13**(9), 1-25. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203168

Moreira, H.L.M.; Vargas, L., Ribeiro, R.P.; Zimmermann, S. (2001) *Fundamentos da Moderna Aquicultura*. Canoas: Ed Ulbra.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77686
Vol. 15, No.1, 245-257
6 de abril de 2022

Neumann-Leitao, S., El-Deir, S. G. (2009) *Uso de bioindicadores no monitoramento da qualidade ambiental*. In: NEUMANN-LEITAO, S.; EL-DEIR, S. G. (org.). Bioindicadores de qualidade ambiental. 1. ed. Recife: Instituto Brasileiro Procidadania, 19-49.

Nishiwaki, A. A. M., Pinheiro, S. M. G., Gusmão, L. O., Silva, E. C., Santos, A. F. M. S., El-Deir, S. G. (2017) Scarabaeidae family (Coleoptera) as potential environmental quality bioindicador. *Revista Geama***.** Recife, **3**(2), 68-77.

Oliveira Neto, A. L. (1993) *Estudo da variação da comunidade zooplanctônica, com ênfase na comunidade de rotíferos, em curtos intervalos de tempo (variações diárias e nictemerais) na represa do Lobo (Broa), Itirapina, SP*. Dissertação (Mestrado de Zoologia), Universidade de São Paulo. 74 pp.

Oliveira, T. B., Silva, T. A., Terra Nova, L. S. (2015). Rotíferos como indicadores da qualidade de água em cultivo de tilápias (O*reochromis niloticus)* com utilização de águas salobras. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources*. **3** (1), 65-76. https://doi.org/10.2312/Actafish.2015.3.1.65-76

Perbiche-Neves, G., Serafim-Júnior, M., Portinho, J. L., Shimabukuro, E. M., Ghidini, A. R., Brito, L. (2012). Effect of Atypical Rainfall on Lotic Zooplankton: comparing downstream of a reservoir and tributaries with free stretches. *Tropical Ecology*. **53**(2), 149-162.

Pinheiro, S. M. G., Gonçalves, M. D. L. A., Moreira, E. (2015) *Espécie vegetais do bioma caatinga com potencial como bioindicador da qualidade ambiental*. In: II WORKSHOP INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA SEMIÁRIDO, 1, Campina Grande. Anais. **2**(1), 1-7.

Santos, M. F., Silva, M. S. G. M., Ishikawa, M. M., Losekann, M. E., Zambon, G. V (2016). Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em viveiros escavados com produção de tilápia. In: *10 º CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA – CIIC*, Campinas. 1 - 9.

Santos, T. G. D., Gusmão, L. M. O., Neumann-Leitão, S., Cunha, A. G. (2009) Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá-PE. *Revista Brasileira Engenharia de Pesca*. **4**(1), 44-56. DOI: 10.18817/repesca.v4i1.129.

Serra, M., Carmona, M. J., García-Roger, E. M., Ortells, R. (2019) Sobrevivir a la incertidumbre – Biodiversidade, adaptación y fluctuación em rotíferos. *Mètode: Revista de difusión de la investigación.* ISSN: 2171-911X, **4**(103), 55-63. https://doi.org/10.7203/metode.10.14398

Silva, J. F. A., Pereira, R. G. (2019) Panorama global da distribuição e uso de água doce. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais,* **10** (3), 263-280. http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.003.0023

Silva, L. J. G., Silva, M. B., Fraga, R. E., Anjos, M. S., Rocha, C. V. S., Santos, S. P., Rocha, M. A. (2020) Amebas testáceas (Arcellinida e Euglyphida) em dois biótopos de um corpo aquático temporário contaminado por dejetos orgânicos: novas ocorrências para o estado da Bahia. *Scientia Plena.* **16**(6). https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.068001

Silva, L. T. D. (2013) *Zooplâncton Como Indicador De Estado Trófico Em Reservatórios No Semiárido***.** Dissertação. 67 f. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande.

Soares, M. C. S, Lürling, M., Huszar, V. L. M. (2010) Responses of the rotifer Brachionus calyciflorus to two tropical toxic cyanobacteria (Cylindrospermopsis raciborskii and Microcystis aeruginosa) in pure and mixed diets with green algae*. Journal of Plankton Research*, Oxford. **32**(7), 999–1008. https://doi.org/10.1093/plankt/fbq042

Veado, L. (2008) *Variação Espaço-Temporal do Zooplâncton do Baixo Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC.* [Dissertação de Mestrado]. Itajaí (SC): Universidade do Vale do Itajaí.

Vitório, U. S. R. (2006) *Rotíferos (Rotatória) como indicadores da qualidade ambiental da Bacia do Pina, Recife (PE – Brasil).* Dissertação (mestrado) – Universdade Federal de Pernambuco. 87 pp.

Xiang, X., Wang, X., Tao, Y., Jiang, R.; Ke, L.; Xi, Y. (2017) Comparative Studies on Population Growth of Two *Brachionus calyciflorus* Sibling Species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences.* **87**, 369-376. https://doi.org/10.1007/s40011-015-0613-y

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

PROJEÇÕES DOS IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE AS BACIAS DO HIDROSSISTEMA JAGUARIBE, CEARÁ, BRASIL, UTILIZANDO INFORMAÇÕES DO CORDEX DO MODELO CLIMÁTICO REGIONAL RCA4

Greicy Kelly da Silva [1]
Cleiton da Silva Silveira [1]
Marx Vinicius Maciel da Silva [1]
Antônio Duarte Marcos Júnior [1]
Carlos Eduardo Sousa Lima [1]

PROJECTIONS OF CLIMATE CHANGE IMPACTS ON THE JAGUARIBE HIDROSYSTEM BASINS, CEARÁ, BRAZIL, USING INFORMATION FROM THE CORDEX REGIONAL CLIMATE MODEL RCA4

Recibido el 1 de diciembre de 2020. Aceptado el 5 de mayo de 2021

Abstract

The objective of this work was to analyze the projections of precipitation, temperature and streamflow fields over the Banabuiú, Castanhão and Orós Hydrographic Basins (HBs) from five models (CSIRO-Mk3-6-0, ICHEC-EC-EARTH, IPSL-CMSA-MR, HadGEM2-ES and NOAA-GFDL-ESM2M) participating in the Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment. The methodology consisted in evaluating the representation of the present climate through seasonality and inter-annual variability and in analyzing the medians of anomalies and trends of variables. In general, the models showed good representation of the climatological average observed over the basins, especially in the driest months: August to October. Castanhão HB showed greater inter-annual variability in its observed rainfall pattern. In the analysis simulations of the future climate of precipitation and streamflow, the results indicated a distribution of projections in different directions among the analyzed periods, with a pattern of anomaly reductions for the first period (2006-2035) and of increase for the last 30-year cycle of the century (2066-2095) in the two scenarios and in all the basins. In the second period (2035-2065) and between the scenarios, a greater dispersion between the modules and the directions of the medians were observed. The annual temperature averages showed an increase throughout for 21st century for the RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios, with higher intensity in the latter. In the trend analysis, the CSIRO-Mk3-6-0 model projected the greatest impacts of increasing temperature and reducing streamflow and precipitation, while the IPSL-CMSA-MR model indicated the greatest positive trends of rain and streamflow.

Keywords: climates changes, CSIRO-Mk3-6-0, Jaguaribe System.

[1] Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Brasil.
* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Bloco 713, 1º Andar, Campus do Pici, CEP: 60455.760, Fortaleza/Ceará, Brasil. Email: greicykellysilvagks@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Resumo

O objetivo deste trabalho foi analisar as projeções dos campos de precipitação, temperatura e vazão sobre as Bacias Hidrográficas (BHs) Banabuiú, Castanhão e Orós a partir de cinco modelos (CSIRO-Mk3-6-0, ICHEC-EC-EARTH, IPSL-CMSA-MR, HadGEM2-ES e NOAA-GFDL-ESM2M) participantes do Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment. A metodologia consistiu na avaliação da representação do clima presente através da sazonalidade e variabilidade interanual e na análise das medianas de anomalias e tendências das variáveis. Em geral, os modelos mostraram boa representação da média climatológica observada sobre as bacias, sobretudo nos meses mais secos: agosto a outubro. A BH Castanhão apresentou maior variabilidade interanual em seu padrão observado de chuva. Na análise das simulações do clima futuro de precipitação e vazão, os resultados apontaram uma distribuição das projeções em direções diferentes dentre os períodos analisados, com um padrão de redução das anomalias para o primeiro período (2006-2035) e de aumento para o último ciclo de 30 anos do século (2066-2095) nos dois cenários analisados e em todas as bacias. Se observou no segundo período (2035-2065) e entre os cenários, uma maior dispersão entre os módulos e as direções das medianas. As médias anuais de temperatura mostraram aumento durante o século XXI para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, com maior intensidade neste último. Na análise das tendências, o modelo CSIRO-Mk3-6-0 projetou os maiores impactos de aumento da temperatura e de redução da vazão e precipitação, ao passo que o modelo IPSL-CMSA-MR indicou as maiores tendências positivas de chuva e vazão.

Palavras chave: mudanças climáticas, CSIRO-Mk3-6-0, Sistema Jaguaribe.

Introdução

As mudanças climáticas vêm proporcionando modificações do padrão médio de ocorrência dos processos hidrológicos e seus modos de variação, o que acarreta na desestabilização das sociedades e ecossistemas, interferindo diretamente no meio ambiente, agricultura, qualidade do ar, economia, setor energético e entre outras diversas esferas. Alterações nas forçantes radioativas causadas por fatores naturais ou antropogênicos são apontadas pela comunidade científica como as responsáveis pelas mudanças do clima. As emissões significativas, a partir de atividades antrópicas, de dióxido de carbono (CO2) e de outros gases, que contribuem para a formação do efeito estufa, vem sendo apontada como a principal agente causadora dessas alterações desde meados do século XX (IPCC, 2013; PBMC, 2016; Costa, 2017; Silva *et al.* 2020).

De acordo com o Quinto Relatório de Avaliação (AR5) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), ocorrerão mudanças até o final do século XXI considerando diferentes cenários de emissão de Gases do Efeito Estufa (GEE), que caso se mantenham com a taxa de crescimento atual, estima-se um aumento de 2.6 a 4.8 °C na temperatura média global. Vale ressaltar que um aquecimento linear médio de 0.85 °C, combinando as superfícies terrestre e oceânica, já foi observado no período de 1880 a 2012 no globo (IPCC, 2013). Em escala planetária, as principais consequências das mudanças climáticas no tocante aos recursos hídricos são: aumento de temperatura; mudanças nos padrões de precipitação e cobertura de neve; alterações na disponibilidade de água e um provável aumento na frequência e severidade de eventos extremos (Guimarães *et al.*, 2016; Costa, 2017; Marengo *et al.*, 2018). O IPCC (2013), a Agência Nacional de Águas (2016), o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2016) e

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Lyra *et al.* (2016) apontam que o Brasil é uma das regiões no globo mais suscetíveis as mudanças climáticas. A recarga de água subterrânea também pode ser afetada com uma redução na disponibilidade de água subterrânea para água potável em algumas regiões. De acordo com o estudo de Doll (2009), no Nordeste do Brasil (NEB) estima-se uma redução na recarga em 70% até 2050. Nessa região situa-se uma extensa área do semiárido brasileiro, sendo a reserva de água um elemento crucial para garantir a sobrevivência nessa região.

Nesse sentido, vêm sendo de extrema importância estudos direcionados para a identificação e avaliação dos impactos causados pelas alterações e variabilidade do clima no globo, uma vez que atuam como subsídios na elaboração de planos mitigadores, de modo a gerenciar os possíveis riscos climáticos (Silveira *et al.*, 2018, Silva *et al.*, 2020). De acordo com Sales *et al.* (2015) técnicas de regionalização da escala de dados oriundos de Modelos Climáticos Globais (MCGs), tais como o downscaling dinâmico, por exemplo, tem colaborado com os vários estudos que até então têm requerido informações em escala regionalizada. Utilizando esta técnica, destaca-se o Projeto Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX) que fornece dados de projeções globais provenientes de modelos participantes do Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5) sobre alguns domínios do globo (Giorgi *et al.*, 2009; Guimarães *et al.*, 2016).

De uso dos dados do Projeto CORDEX, Guimarães *et al.* (2016), Sales *et al.* (2015), Reboita *et al.* (2014) e Da Rocha *et al.* (2014), analisaram o clima atual e cenários climáticos futuros valendo-se de diferentes Modelos Climáticos Regionais (MCRs) nas regiões do Nordeste do Brasil (NEB), Norte e Sul do NEB, no continente da América do Sul (AS) e AS, respectivamente. Mais recentemente, Da Silva *et al.* (2020) avaliaram os possíveis impactos no regime dos campos de precipitação e temperatura para o século XXI nas regiões hidrográficas brasileiras utilizando nove modelos participantes do Projeto supracitado. Através da análise das anomalias e tendências, foi projetado o aumento da temperatura em todas as regiões e em todos os cenários. A mediana das anomalias de precipitação indicou aumentos entre 10% e 30% no Atlântico Leste, Atlântico Nordeste Ocidental, Atlântico Nordeste Oriental, Paraguai, Parnaíba, Tocantins-Araguaia e São Francisco. Anomalias negativas foram identificadas no Sudeste e principalmente no Sul do Brasil, apontando reduções na precipitação. De outra forma, Silva *et al.* (2020) avaliaram, segundo o método proposto por Silveira *et al.* (2019), o desempenho das simulações do Projeto CORDEX quanto à representação dos padrões de variação da precipitação no século XX sobre o município de Fortaleza, no Estado do Ceará. O modelo regional ETA aninhado com o MCG CanESM2 apresentou o melhor desempenho na representatividade do clima presente.

Desse modo, os diversos estudos de processos hidrológicos em bacias hidrográficas corroboram com os órgãos do governo e sociedade no que tange à tomada de decisões, no que se refere ao processo de gerenciamento dos reservatórios, bem como na mitigação dos riscos associados às mudanças do clima. Ressalta-se a alta vulnerabilidade de regiões que possuem grande

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

variabilidade pluviométrica natural e que ao longo dos últimos anos, vem sofrendo com períodos prolongados de estiagem – como é o caso do NEB, onde localiza-se o Estado do Ceará. Aqui, a Bacia do Rio Jaguaribe compõe um dos principais sistemas hídricos do Estado. Considerando o aumento das emissões dos gases de efeito estufa, este trabalho tem como objetivo analisar as projeções resultantes dos campos de precipitação, temperatura e vazão de alguns modelos participantes do Projeto CORDEX, considerando os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 para o século XXI em três Bacias Hidrográficas (BHs) pertecentes ao sistema hídrico da Bacia do Rio Jaguaribe: Banabuiú, Castanhão e Orós.

Metodologia

Região de estudo

As Bacias Hidrográficas dos Açudes Banabuiú, Castanhão e Orós (doravante denominadas BH Banabuiú, BH Castanhão e BH Orós, respectivamente) fazem parte de sub-bacias da Bacia do Rio Jaguaribe: Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe e Banabuiú; somando juntas uma capacidade de acumulação de 10 241 hm³ (Silva *et al.*, 2019) (ver Figura 1).

Os açudes supracitados constituem também o principal sistema de reservatórios do Estado do Ceará: o sistema Jaguaribe-Metropolitano; responsável pelo abastecimento da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Contribuindo através do Canal do Trabalhador, as sub-bacias do rio Jaguaribe se integram com a RMF, por meio de um importante sistema de transferência hídrica do Ceará: o Eixão das Águas; que atende às demandas dos usuários agrícolas e implementa o sistema próprio de abastecimento da RMF composto por cinco reservatórios: Gavião; Pacoti e Riachão, Pacajus e Aracoiaba – atendendo às demandas do abastecimento humano e indústrias (Ceará, 2016; Silva *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019).

A BH Banabuiú drena uma área de 13 500 km². O maior nível de açudagem lhe é conferido por englobar 17 açudes monitorados. O açude Banabuiu é a terceira reserva hídrica mais importante da Bacia do Rio Jaguaribe, acumulando o total de 2 755 909 000 m³ (Ceará, 2018). O Açude Castanhão e sua bacia hidrográfica estão localizados no semiárido do sudoeste do Estado do Ceará. Com área de 20 069 km² compõe a Sub-Bacia do Médio Jaguaribe (Ceará, 2019). A BH Orós, por sua vez, drena uma área de 24 639 km², correspondente a 16.56% do território cearense. Localizando-se a montante do açude Orós, a bacia possui a capacidade de acumular 2 792 563 000 m³ de águas superficiais. Detém o maior reservatório em acumulação: o próprio Açude Orós, comportando até 1 940 000 000 de m³ (Ceará, 2018). Todas as BHs supracitadas possuem clima do tipo Tropical Quente Semiárido, com temperaturas médias anuais em torno dos 27 °C para as BHs Banabuiú e Castanhão e 28 °C para a BH Orós. Nesta, as precipitações médias anuais encontram-se entre 500 mm e 700 mm, naquelas a média pluviométrica anual é de 725.4 mm e 742.6 mm, respectivamente (Ceará, 2016).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

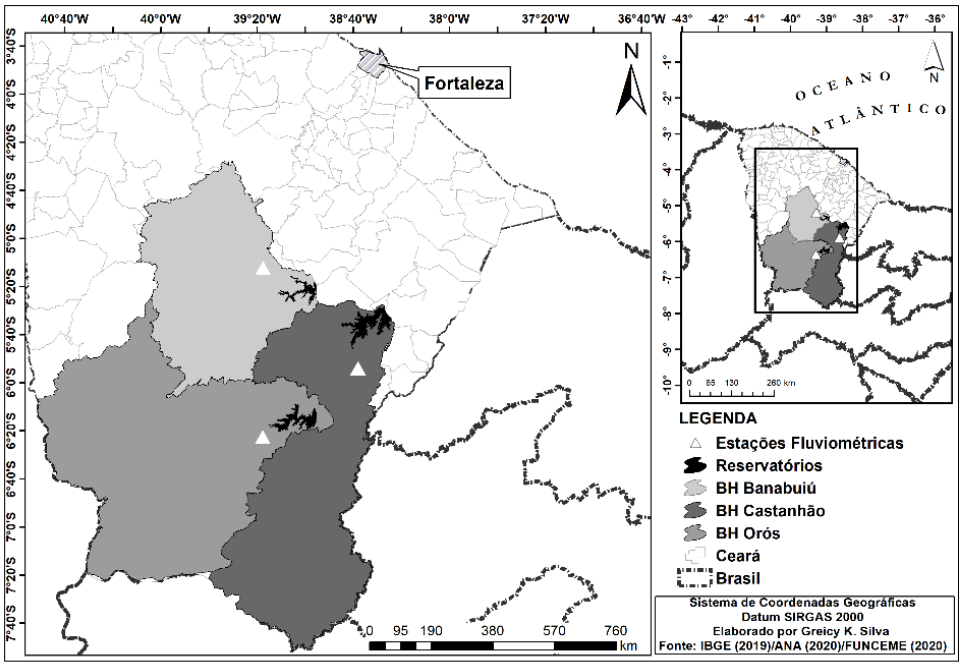


Figura 1. Localização das Bacias Hidrográficas dos Açudes Banabuiú, Castanhão e Orós.

Dados utilizados

Este estudo utilizou séries mensais dos campos de precipitação, temperatura do ar próximo à superfície, temperatura máxima do ar próximo à superfície e temperatura mínima do ar próximo à superfície obtidos de cinco modelos climáticos globais (descritos na tabela 1) que foram utilizados como condição de contorno na regionalização de escala, através do processo de downscaling dinâmico para o modelo regional sueco Rossby Centre regional atmospheric model (RCA4) pelo CORDEX, gerando simulações mais refinadas e com resolução espacial de 0.44° × 0.44º.

Tabela 1. Modelos globais do Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX) utilizados e suas respectivas instituições/agências e países de origem.

Modelo	Instituição ou Agência	País
CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization em colaboração com o Queensland Climate Change Centre of Excellence	Austrália
ICHEC-EC-EARTH	Irish Centre for High-End Computing	Irlanda
IPSL-CM5A-MR	Institut Pierre Simon Laplace	Paris
HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre	Reino Unido
NOAA-GFDL-ESM2M	National Oceanic and Atmospheric Administration e Geophysical Fluid Dynamics Laboratory	Estados Unidos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

As simulações tiveram como domínio a área da América do Sul (denominada SAM-44i) – de localização 18.75 N-58.25 S e 16.25 W-106.25 W. As médias espaciais foram calculadas em cada ponto de grade, sendo esta obtida por meio da interpolação bilinear da grade original de SAM-44 sobre cada bacia.

As séries mensais utilizadas abrangeram o período de 1951 a 2005 (período de referência) e de 2006 a 2100 (período para as projeções). As projeções utilizadas neste estudo se baseiam em cenários denominados Representative Concentration Pathways (RCP), publicados pelo IPCC no Quinto Relatório de Avaliação (AR5 - Fifth Assessment Report) e que representam os conjuntos de projeções das componentes de forçantes radiativas de cunho antropogênico, utilizados como dados de entrada nos MCGs para modelagem climática e química da atmosfera (IPCC, 2013).

De acordo com o AR5, os cenários possíveis para o final do século XXI são: RCP 3.0-PD (Peak and Decline), com pico na forçante radiativa em 3 W/m² em meados do século XXI que decai para 2.6 W/m² até 2100, sendo denominado também de RCP 2.6; RCP 4.5 com estabilização em 4.5 W/m² antes do final do século XXI; RCP 6.0 com estabilização em 6 W/m² após 2100; e RCP 8.5 com caminho crescente, atingindo 8.5 W/m² em 2100 e 12 W/m² após o século XXI (IPCC, 2013). Dessa forma, este trabalho utilizou o cenário intermediário RCP 4.5 e o cenário de emissões muito altas de GEEs, o RCP 8.5. Utilizou-se também a climatologia de precipitação proveniente do Global Precipitation Climatology Centre (GPCC) no período de 1891 a 2016, em uma grade regular de 0.5º × 0.5°, oriunda do sítio de dados http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/gridded/data.gpcc.html (New *et al.*, 1999). Além disso, foram utilizadas as séries mensais entre os anos de 1901 a 2019 das variáveis de temperatura média (tas), temperatura mínima (tas_{min}) e temperatura máxima (tas_{max}) próximas a superfície, obtidas do Climatic Research Unit - CRU da University of East Anglia, localizada em Norwich no Reino Unido, para o cálculo da série observada de ETP. Os dados de vazão foram obtidos a partir do sítio de dados da ANA e são provenientes de postos fluviométricos com localizações mostradas na Figura 1. Os códigos das estações utilizadas para as BHs Banabuiú, Castanhão e Orós são 36470000, 36320000 e 36160000, respectivamente.

Evapotranspiração Potencial

A Evapotranspiração Potencial (ETP) foi estimada através do Método de Hargreaves-Samani (Hargreaves e Samani, 1985; Hargreaves, 1994). A ETP é computada através da equação 1:

$$ETP = 0.0023(tas_{max} - tas_{min})^{0.5} (tas+17.8)R_a \qquad \textbf{Equação (1)}$$

em que a ETP é dada em mm/mês, tas, tas_{min} e tas_{max} em ° C e a Radiação Externa Média (Ra) foi estimada a partir da latitude e do mês do ano. Mais informações são encontradas no trabalho de Hargreaves (1994).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Correção estatística

As séries temporais de precipitação e ETP sofreram uma remoção de viés via Cumulative Distribution Function (CDF) Gama com o mapeamento da probabilidade de modo a corrigir estatísticamente as saídas dos modelos climáticos produzindo campos internamente consistentes que tenham a mesma distribuição de intensidade estatística das observações (Silva *et al.*, 2020). Para a distribuição de probabilidade de precipitação, vem-se tomando a distribuição Gama (Thom, 1958), com os parâmetros de forma e escala α e β, respectivamente. Estudos como de Block *et al.* (2009), Piani *et al.* (2010), Teutschbein e Seibert (2012) e Lafon *et al.* (2013) mostraram que esse método se apresenta eficaz na mitigação dos erros sistemáticos de MCRs. A Equação 2 expressa a distribuição Gama (Thom, 1958):

$$f_\gamma(x|\alpha,\beta)=\frac{1}{\beta^\alpha\Gamma(\alpha)}x^{\alpha-1}e^{-x/\beta};x\geq 0;\beta>0 \qquad \textbf{Equação (2)}$$

Onde
x: Variável aleatória (nesse caso precipitação e ETP) e, portanto, $x > 0$;
Γ: Função Gama.

Os parâmetros de forma e escala são estimados para cada ponto de grade e para cada mês, sendo sua metodologia equacionada a seguir. As Equações 3, 4, 5, 6 e 7 expressam matematicamente o processo de correção de viés dos dados de precipitação e ETP:

$$(\alpha_s,\beta_s)=\text{gamafit}(x_s) \qquad \textbf{Equação (3)}$$
$$H_{SR}=F_\gamma(x_s,\alpha_s,\beta_s) \qquad \textbf{Equação (4)}$$

Onde
α_s e β_s: Parâmetros de forma e escala, respectivamente, referentes aos dados históricos que foram simulados pelos modelos;
F_γ: CDF Gama.

Tomando-se os dados históricos observados, tem-se:

$$(\alpha_o,\beta_o)=\text{gamafit}(x_o) \qquad \textbf{Equação (5)}$$
$$H_{OR}=F_\gamma(x_o,\alpha_o,\beta_o) \qquad \textbf{Equação (6)}$$
$$H_{CR}=F_\gamma^{-1}(H_{SR},\alpha_o,\beta_o) \qquad \textbf{Equação (7)}$$

Onde
α_o e β_o: Parâmetros de forma e escala, respectivamente;
F_γ^{-1}: Inverso da CDF Gama;
H_{CR}: Variável corrigida de tendência histórica.

Feito isso, as Equações 8, 9 e 10 são usadas para a correção dos vieses dos dados dos cenários futuros simulados pelos modelos do Projeto CORDEX:

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

$$(\alpha_f,\beta_f)=\text{gamafit}(x_f) \quad \textbf{Equação (8)}$$

$$F_{SR}=F_\gamma(x_f,\alpha_f,\beta_f) \quad \textbf{Equação (9)}$$

$$F_{CR}=F_\gamma^{-1}(F_{SR},\alpha_f.\frac{\alpha_s}{\alpha_o},\beta_f.\frac{\beta_s}{\beta_o}) \quad \textbf{Equação (10)}$$

Onde
α_f e β_f: Parâmetros de forma e escala, respectivamente, referentes aos dados de precipitação e ETP futuros que foram simulados pelos modelos;
x_f: Variável futura simulada;
F_{CR}: Variável corrigida de tendência futura.

Para mais informações sobre o método de correção estatística através do CDF gama, consultar Modala (2014).

Modelo SMAP (Soil Moisture Accounting Procedure)

O SMAP é um modelo hidrológico determinístico, conceitual e concentrado do tipo transformação chuva-vazão, proposto por Lopes *et al.* (1981). Originalmente de estrutura diária, sofreu modificações oferecendo posteriormente as versões horária e mensal. Tomando os parâmetros capacidade de saturação do solo (S_{tr}) em mm, parâmetro de escoamento superficial (P_{es}) adimensional, coeficiente de recarga (C_{rec}) também adimensional e a constante de recessão (K_k) em mês -1, o SMAP mensal considera dois reservatórios hipotéticos – solo (R_{solo}) e subterrâneo (R_{sub}), atualizando suas variáveis de estado a cada instante de tempo, de acordo com as equações 11 e 12 e com a inicialização dos reservatórios matematicamente expressa pelas Equações 13 e 14:

$$R_{solo}(i+1)=R_{solo}(i)+P-E_s-E_r-R_{ec} \quad \textbf{Equação (11)}$$

$$R_{sub}(i+1)=R_{sub}(i)+R_{ec}-E_b \quad \textbf{Equação (12)}$$

$$R_{solo}(1)=Tu_{in}.\ S_{tr} \quad \textbf{Equação (13)}$$

$$R_{sub}(1)=\frac{Eb_{in}}{(1-K_k)/a_d.2630} \quad \textbf{Equação (14)}$$

Onde
P: Chuva (mm);
E_s: Escoamento superficial (mm);
E_r: Evapotranspiração real (mm);
E_b: Escoamento básico (mm);
Tu_{in}: Teor de umidade inicial (adimensional);
Eb_{in}: Vazão básica inicial (m³/s);
a_d: Área de drenagem em km².

No ato da iniciação da simulação, o modelo obedece ao pressuposto de que há água armazenada nos referidos reservatórios. Para isso, os parâmetros supracitados recebem uma atribuição de valores. Dessa forma, a cada atualização de instante de tempo, incorpora-se um dado médio novo de precipitação, por meio das chamadas equações de transferências (Equações 15,16,17,18):

$$E_s=f_1\ .\ P \quad \textbf{Equação (15)}$$

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

$$E_r = f_2 \cdot E_p \quad \textbf{Equação (16)}$$

$$R_{ec} = f_3 \cdot R_{solo} \quad \textbf{Equação (17)}$$

$$E_b = f_4 \cdot R_{sub} \quad \textbf{Equação (18)}$$

Onde

E_p: Evapotranspiração potencial;

$f_1 = T_u^{Pes}$;

$f_2 = T_u$;

$f_3 = C_{rec} \cdot T_u^4$;

$f_4 = 1 - K_k$.

A cada instante de tempo é realizado um balanço de massa na área de drenagem considerada. Ocorre a transferência de uma parcela de P como E_s. A lâmina restante de P é subtraída do E_s e da E_p, sendo descarregada em seguida ao R_{solo}. Aqui, as perdas por E_r, que, por sua vez, dependem do nível do reservatório e da S_{tr}, confere uma atualização da umidade do solo ao longo do tempo. Com base no Tu, no R_{solo} e no C_{rec} é estimada a R_{ec}, outra variável de saída que é descarregada no R_{sub}. Neste, o nível de água sofre redução a uma taxa constante de acordo com K_k, gerando como saída o E_b. A vazão total no ponto de controle da bacia é dada pela soma de E_s com E_b, conforme a Equação 19. A Figura 2 ilustra como funciona o modelo SMAP mensal.

$$Q = \frac{(E_s + E_b) \cdot a_d}{2630} \quad \textbf{Equação (19)}$$

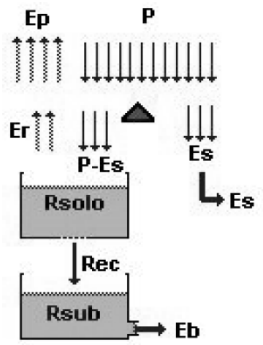


Figura 2. Esquematização do funcionamento do modelo SMAP mensal. Adaptado de Lopes (1999).

Para calibrar o modelo SMAP mensal, os parâmetros S_{tr}, P_{es} e C_{rec} sofreram uma otimização através da função Solver do software Microsoft Office Excel. As variáveis precipitação (mm/mês), vazão (m^3/s), evapotranspiração potencial (mm/mês) e área da bacia (km^2) foram inseridas como dados de entrada. A função objetivo utilizada para calibração foi o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) – equação 20 conforme Mathias *et al.* (2015) – que tem se mostrado um importante critério estatístico e muito usado para avaliar o ajuste de modelos hidrológicos (Machado e Vettorazzi, 2003; Andrade *et al.*, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

$$NSE=1-\frac{\sum_{i=1}^{N}(o_i-m_i)^2}{\sum_{i=1}^{N}(o_i-\bar{o_i})^2} \quad \textbf{Equação (20)}$$

Onde
N: Número de amostras;
o_i: Dados observados;
m_i: Dados modelados;
$\bar{o_i}$: Média dos dados observados.

O NSE varia entre negativo infinito a 1, sendo este valor a indicação de um perfeito ajuste (Asce, 1993). O desempenho do modelo pode ser classificado conforme os critérios abordados por Silva *et al.* (2008): para NSE maior que 0.75 tem-se desempenho bom; NSE entre 0.36 e 0.75, confere um desempenho aceitável e para NSE inferior a 0.36 seu desempenho é considerado inaceitável. Verificou-se ainda o coeficiente de correlação de Pearson (R). Em sua expressão, este coeficiente fornece o grau de correlação (associação) linear entre duas variáveis quantitativas (Moore, 2007). Seguindo a formulação adotada por Jolliffe e Stephenson (2003), a Equação 21 define R como:

$$R=\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}\left(\frac{\phi_i'\psi_i'}{\sigma_\phi\sigma_\psi}\right) \quad \textbf{Equação (21)}$$

Onde
ϕ_i': Desvio da série estimada;
ψ_i': Desvio da série observada;
σ_ϕ e σ_ψ: Desvios padrões das médias das séries estimada e observada, respectivamente.

Basicamente, sua interpretação consiste no fato de que quanto mais próximo de 1 seja o valor de r, maior é a força associativa entre as variáveis ao mesmo tempo que o sinal funciona como um indicador da direção positiva/negativa desta relação. Dessa forma, os valores de r para -1 e 1 remetem a uma correlação perfeita, enquanto que o valor de zero para r, remete a nenhuma relação linear entre as variáveis estudadas (Moore, 2007).

Também foram atribuídos valores para as variáveis que descrevem as condições iniciais das bacias: $\mathrm{Tu_{in}}$ e $\mathrm{Eb_{in}}$, reajustadas manualmente a cada rodada de simulação até alcançar o melhor valor de performance do NSE.

Para a calibração e validação dos modelos do Projeto CORDEX, foram considerados períodos concomitantes de dados de vazão, ETP e precipitação. Para calibração foram selecionados os períodos de 1996-2005, 2000-2005 e 1974-2001 e para a validação os períodos de 2006-2016, 2006 a 2011 e 1992 a 2010 para as BHs Banabuiú, Castanhão e Orós, respectivamente. As Tabelas 2 e 3 mostram para cada bacia os parâmetros calibrados do modelo SMAP mensal e os valores do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e R obtidos para as séries calibradas e validadas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Tabela 2. Parâmetros calibrados do modelo SMAP mensal.

Bacia Hidrográfica	Tu_{in}	Eb_{in}	S_{tr}	P_{es}	C_{rec}	K_k
Banabuiú	32	0	3644.67	3.98	0	4.5
Castanhão	30	0	484.64	10	2.92	6
Orós	30	0	1302.45	4.10	0	2

Tabela 3. Valores do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe e coeficiente de correlação de Pearson para as séries calibradas e validadas.

Bacia Hidrográfica	NSE		R	
	Calibração	Validação	Calibração	Validação
Banabuiú	0.58	0.37	0.74	0.63
Castanhão	0.62	0.54	0.79	0.87
Orós	0.86	0.56	0.93	0.77

Análise das projeções

As projeções de precipitação, ETP, vazão e temperatura dos modelos globais do projeto CORDEX foram analisadas nas bacias hidrográficas para o período de 2006 a 2095, considerando três ciclos de 30 anos: 2006-2035; 2036-2065 e 2066 a 2095.

Para o cálculo das anomalias médias anuais (A_{anual}) das variáveis de precipitação, ETP e vazão, utilizou-se a Equação 22:

$$A_{anual} = \frac{(Z^a_{XXI} - Z^a_{XX})}{Z^a_{XX}} .100 \qquad \textbf{Equação (22)}$$

Onde

Z^a_{XXI}: Média da variável anual para o cenário do século XXI;

Z^a_{XX}: Média da variável anual para o cenário histórico.

Para o cálculo da anomalia da temperatura considerou-se a diferença entre as médias da temperatura dos períodos no século XXI e no século XX.

Dentre as estatísticas descritivas utilizadas neste estudo, tem-se a média ($\bar{x}$) que descreve a amostra de N valores x_i que compõe a série, como um único valor que representa o centro da distribuição dos dados e a mediana, que, por sua vez, atua como uma medida de posição e representa o valor que é superado em 50 % dos pontos da amostra – para mais informações e equacionamento ver Collischonn e Dornelles (2013).

A análise da tendência foi feita através do teste não-paramétrico Mann-Kendall (MK) (Mann, 1945; Kendall, 1975) e declividade de Sen (1968). Moreira e Naghettini (2016) destacam que

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

esse teste vem sendo bastante utilizado para a detecção de tendências monotônicas em séries de observações hidrológicas, apresentando resultados coerentes por diversos autores ao testar a hipótese nula (H_0) de ausência de tendência como acrescenta Portela (2011).

Considerando uma série (x_1,x_2, ...,x_n) obtida de uma amostra de n variáveis aleatórias independentes e igualmente distribuídas, calcula-se a estatística de MK através da Equação 23 (Paulino *et al.*, 2019):

$$S= \sum_{i=1}^{n-1}\sum_{j=i+1}^{n} \text{Sign}(x_j - x_i) \qquad \textbf{Equação (23)}$$

Onde
x_i e x_j: Valores sequenciais;
i e j: Índices de tempo;
n: Número de elementos da série.

O termo Sign ($x_j - x_i$) é resultado da Equação 3:

$$Sign(x_j - x_i) = \begin{cases} +1 & x_j - x_i > 0 \\ 0 \ \ se & x_j - x_i = 0 \\ -1 & x_j - x_i < 0 \end{cases} \qquad \textbf{Equação (24)}$$

A hipótese nula H_0 foi testada sobre a estatística S através das variáveis de correlação de Tau de Kendall (τ) e p-valor. Através da probabilidade acumulada da distribuição normal, pode-se estimar o p-valor para os dados da amostra. Tomando-se $\alpha = 0.05$ como o nível de significância comumente utilizado na literatura para o teste MK, se $p \leq \alpha$, rejeita-se H_0, o que indica a existência de tendência na série analisada (Moreira e Naghettini, 2016). A variável τ quantifica a magnitude da relação monotônica e é computada através da Equação 25 (Bari *et al.*, 2016):

$$\tau = \frac{S}{\frac{1}{2}n(n-1)} \qquad \textbf{Equação (25)}$$

Valores positivos de S indicam tendência crescente, enquanto valores negativos apontam tendência decrescente. Consultar mais detalhes da estatística de teste MK em Paulino *et al.* (2019).

De forma a complementar o teste MK, obtendo as magnitudes das tendências detectadas, utilizou-se o teste de declividade de Sen (doravante denominado Sen). Estimado matematicamente pela estatística Q equacionada a seguir (Tao *et al.*, 2014):

$$Q_{ij} = \frac{x_j - x_i}{j-i} \ ; \ i<j \qquad \textbf{Equação (26)}$$

Onde
x_i e x_j: Valores da variável nos instantes de tempo i e j.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

O valor positivo ou negativo para Q indica tendência crescente ou decrescente, respectivamente. A declividade de Sen é dada pela mediana dos N valores de Qij. No caso de haver apenas uma referência em cada período de tempo e sendo n o tamanho da série, tem-se N pares de dados como:

$$N=n\frac{n-1}{2} \qquad \textbf{Equação (27)}$$

Resultados

Avaliação dos modelos

Nas Figuras 3A, 3B e 3C são mostradas as climatologias de precipitação para as BHs Banabuiú, Castanhão e Orós, respectivamente, para o período de 1891-2016 (GPCC) e 1951-2005 (CORDEX).

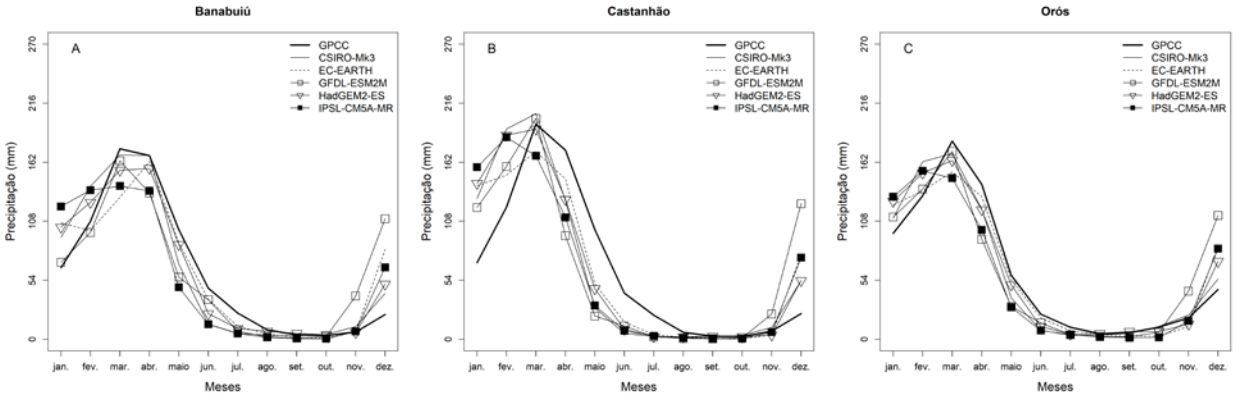


Figura 3. Série climatológica de precipitação para o período de 1891-2016 (GPCC) e 1951-2005 (CORDEX) para as BHs A) Banabuiú; B) Castanhão e C) Orós.

As Figuras acima mostram que na maioria das bacias e preferencialmente nos meses de agosto a outubro, convergiu-se razoavelmente a partir dos modelos do projeto CORDEX quanto à quantidade de precipitação observada. O segundo semestre, que no geral abrange o período seco do Estado, apontou uma baixa variabilidade, principalmente nos meses de agosto a outubro. Fato que explica esta característica pode estar associado com o período de afastamento da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que é o principal sistema meteorológico responsável pelo regime de chuvas sobre o norte do NEB/CE – modificado basicamente pela Temperatura da Superfície do oceano Atlântico Tropical – associado ao Gradiente inter-hemisférico (Reboita; Santos, 2014). Além da ZCIT, os Vórtices Ciclônicos de Alto Nível (VCAN) e as Ondas de Leste (OL), formam os principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a região (Reboita; Santos, 2014). De modo geral, uma melhor representatividade, pela maioria dos modelos, da climatologia

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

observada ocorreu na BH Orós, ocorrendo nos meses de janeiro a junho (semestre chuvoso) embora de forma subestimada. Um comportamento sazonal semelhante foi identificado entre os modelos, apontando o pico anual nos meses de março (BHs Castanhão e Orós) e de abril (BH Banabuiú). No entanto, esta sazonalidade não foi bem representada pelo conjunto de modelos nas BHs Banabuiú e Castanhão nos meses de janeiro a abril, que em suma, associa-se ao período característico da ocorrência de chuvas nessas regiões como citado anteriormente. Também no período chuvoso, notou-se uma maior divergência entre os modelos quanto à quantidade precipitada na BH Castanhão. A precipitação observada foi melhor representada, embora subestimada, pelo modelo CSIRO-Mk3, na maioria das bacias analisadas.

A Figura 4 traz o gráfico boxplot da precipitação média anual observada, para o período de 1891 a 2016, nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós.

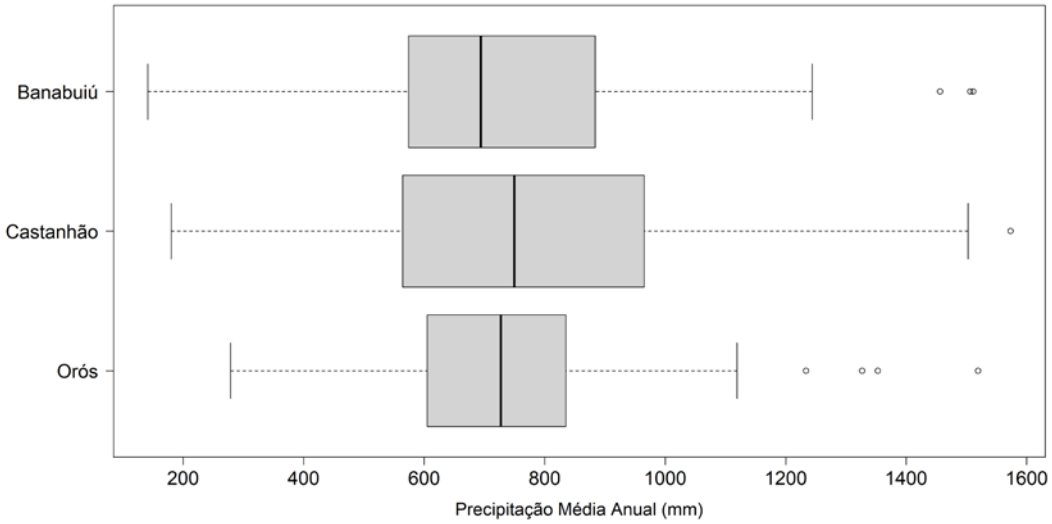


Figura 4. Boxplot da precipitação média anual proveniente do GPCC para o período de 1891 a 2016.

Embora tenha sido observado precipitações discrepantes (outliers) nas três bacias, foi principalmente nas BHs Banabuiú e Orós, em que os eventos mais atípicos se aproximaram dos 1500 mm, aproximadamente. Uma assimetria positiva foi identificada nos totais anuais de precipitação, em virtude da média anual ter apresentado-se superior à mediana em todas as bacias. A menor e maior mediana foram apontadas nas BHs Banabuiú e Castanhão, respectivamente, indicando que 50% dos seus dados foram representados por precipitações em torno de 694.1 mm e 749.6 mm, respectivamente. A BH Castanhão deteve a maior variabilidade interanual. Enquanto que a BH Orós apresentou uma baixa variabilidade, demonstrando, possivelmente, a tendência de estabilidade no clima da região desta bacia.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Análises das projeções

A Figura 5 mostra as medianas das anomalias das precipitações médias anuais dos modelos do CORDEX nos períodos de 2006 a 2035, 2036 a 2065 e 2066 a 2095, para as BHs do Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5. Projetou-se reduções mais intensas de precipitação no cenário RCP 8.5 quando comparado ao cenário RCP 4.5 e nos três períodos. Considerando ambos cenários para o primeiro período (2006-2035), a mediana das anomalias indicou redução em todas as bacias – com as magnitudes das medianas variando até -10, com destaque para as BHs Banabuiú e Óros. No cenário RCP 4.5, a BH Castanhão deteve a maior possibilidade de redução da precipitação dentre as demais, com módulo de até 5 %. Para o período de 2036 a 2065 observou-se uma leve dispersão das medianas entre os cenários, o que pode estar associado ao aumento das incertezas destas projeções a longo prazo.

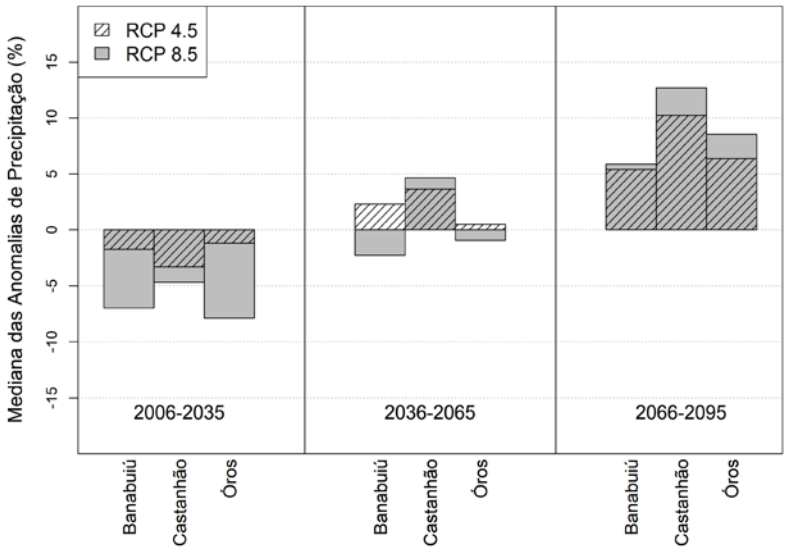


Figura 5. Medianas (%) das Anomalias de precipitações médias anuais dos modelos do CORDEX para as bacias Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários RCP 4.5 (barra hachurada) e RCP 8.5 (barra em cor cinza).

Um provável aumento da precipitação, foi apontado para todas as bacias somente no cenário RCP 4.5 enquanto que na BH Castanhão, o aumento foi observado em ambos cenários e com maior intensidade. A redução mais significativa na precipitação foi projetada na BH Banabuiú com a mediana abaixo de -5 %. No terceiro período, a mediana das anomalias de precipitação projeta aumento nas três bacias e nos dois cenários. Destaca-se a intensidade da mediana de anomalia da precipitação na BH Castanhão, com magnitude acima de 10. As Figuras 6A e 6B mostram a tendência Mann-Kendall Sen da série temporal de precipitação projetada pelo CORDEX para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, respectivamente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

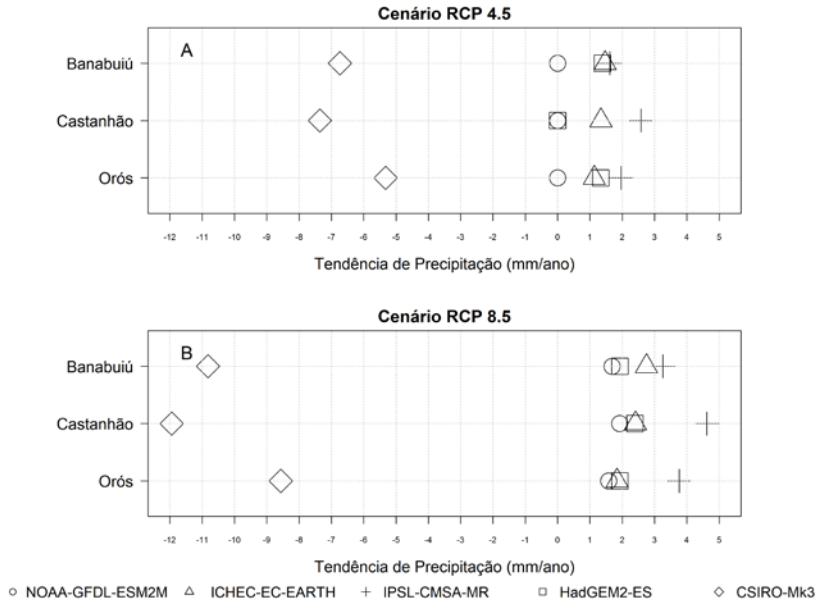


Figura 6. Tendência da precipitação (mm ano-1) para o período de 2006 a 2100 nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários A) RCP 4.5 e B) RCP 8.5.

O modelo NOAA-GFDL-ESM2M foi o único que não identificou tendências para a precipitação no cenário RCP 4.5. Em ambos os cenários, a Figura 6 mostra que o modelo CSIRO-Mk3 foi o mais pessimista em todas as bacias, mas apontou a maior redução (11.94 mm/ano) na BH Castanhão e no cenário RCP 8.5. De forma semelhante no estudo de Guimarães *et al.* (2016), este modelo também se mostrou pessimista, apontando a possibilidade de surgimento de uma extensa área hiperárida em algumas regiões do Estado do Ceará. Para o cenário RCP 8.5, todos os modelos mostraram tendências significativas em todas as BHs. Comparado ao cenário RCP 4.5, os módulos de tendência se apresentaram razoavelmente pronunciados, revelando uma possível intensificação no regime de precipitações médias anuais nas bacias estudadas. A BH Castanhão foi a bacia com maior indicativo de ausência de tendência em dois dos cinco modelos para o cenário RCP 4.5 (NOAA-GFDL-ESM2M e HadGEM2-ES). O modelo IPSL-CM5A-MR apresentou tendências mais intensas em todas as bacias e em ambos os cenários estimando o aumento da precipitação, com destaque para a BH Castanhão (4.62 mm/ano), o que corresponde a um aumento de 438.9 mm em um período de 95 anos.

A Figura 7 apresenta as medianas das anomalias das temperaturas médias anuais dos modelos do CORDEX nos períodos de 2006 a 2035, 2036 a 2065 e 2066 a 2095, para as BHs do Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

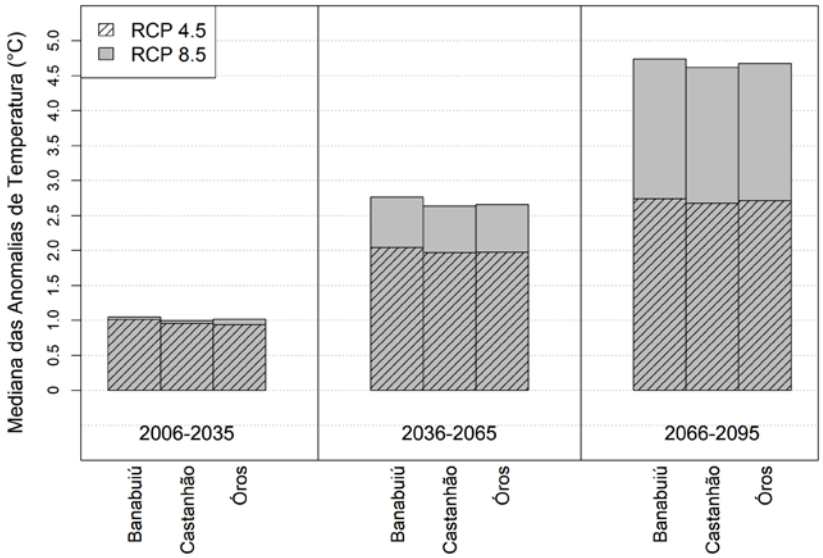


Figura 7. Medianas (°C) das Anomalias de temperaturas médias anuais dos modelos do CORDEX para as bacias Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários RCP 4.5 (barra hachurada) e RCP 8.5 (barra em cor cinza).

Ambos cenários concordam que a temperatura deve aumentar gradualmente até o final do século XXI em todas as bacias analisadas. Para o cenário RCP 8.5, os impactos na temperatura são maiores, principalmente no último período de 30 anos, onde a anomalia de temperatura é superior a 4.5 °C. Esses resultados convergem com os do estudo de Guimarães *et al.* (2016) para a região NEB. Na figura acima é possível observar que, para o primeiro período a mediana das anomalias de temperatura permaneceu em torno de aproximadamente 1.0 °C nos dois cenários. No segundo período (2036–2065), a mediana das anomalias de temperatura intensificou-se levemente detendo, aproximadamente, 2 °C no RCP 4.5 e 2.5 °C no RCP 8.5. As Figuras 8A e 8B mostram a tendência Mann-Kendall Sen da série temporal de temperatura projetada pelo CORDEX para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, respectivamente.

De acordo com o teste de Mann-Kendall-Sen realizado, todos os modelos do CORDEX apresentaram tendência positiva significativa para a variável temperatura e para ambos os cenários em todas as bacias. Aqui, o modelo NOAA-GFDL-ESM2M projetou as menores magnitudes de tendência da variável ao passo que o modelo CSIRO-Mk3 projetou as maiores tendências de aquecimento em todas as BHs (conforme também mostrado por Silva *et al.* (2020) para a região hidrográfica que abrange as bacias aqui analisadas). Especialmente para a BH Orós e sob a ótica dos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, este modelo estimou uma tendência de aumento de 0.038 °C ano-1 e 0.073 °C ano-1 revelando incrementos de até

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

3.61 °C e 6.93 °C, respectivamente, até o final do século XXI. Avaliando o cenário RCP 4.5, o conjunto de modelos indicaram aquecimento entre 0.01 e 0.04 ºC ano-1. A menor tendência de aquecimento (0.013 °C ano-1) foi igualmente observada nas BHs Orós e Castanhão. Tomando o cenário que destaca o aumento das emissões dos GEEs, RCP 8.5, notaram-se tendências com módulos superiores ao cenário RCP 4.5.

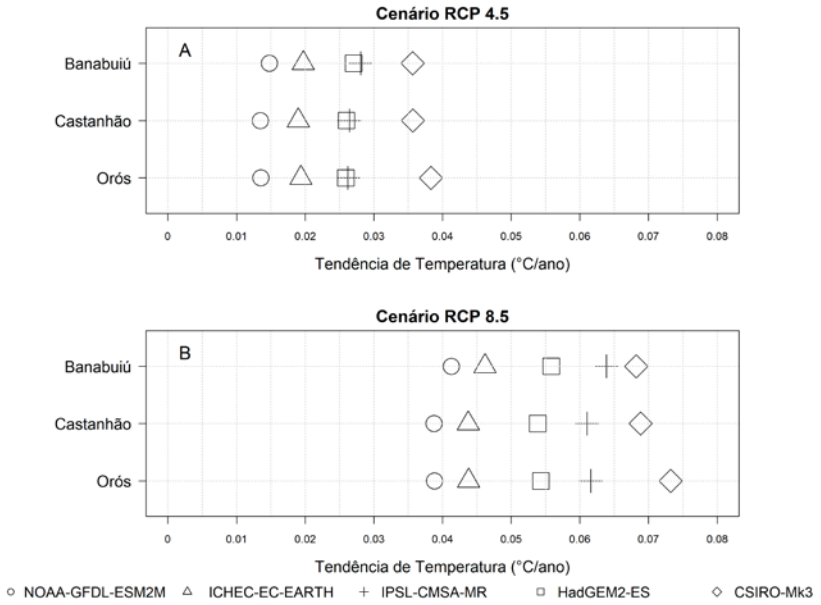


Figura 8. Tendência da temperatura (°C ano-1) para o período de 2006 a 2100 nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários A) RCP 4.5 e B) RCP 8.5.

A Figura 9 traz as medianas das anomalias das vazões médias anuais dos modelos do CORDEX nos períodos de 2006 a 2035, 2036 a 2065 e 2066 a 2095, para as BHs do Banabuiú, Castanhão Orós para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5.

No primeiro período, os modelos indicam uma maior possibilidade de redução nas vazões para todas as bacias e em ambos cenários, com destaque para o RCP 8.5 que revela projeções superiores a 20% de anomalia negativa nas BHs Banabuiú e Óros e 40% na BH Castanhão. No cenário RCP 4.5, a BH Castanhão também deteve a maior possibilidade de redução da vazão média anual dentre as demais, com módulo superior a 20%. Para o período de 2036 a 2065 observou-se novamente, assim como na precipitação, uma suave dispersão das medianas entre os cenários especialmente para a BH Banabuiú. Aqui, as medianas divergem em relação ao impacto e indicam que as vazões tendem a aumentar no RCP 4.5 e diminuir no RCP 8.5. De outra forma, projeta-se o aumento das vazões médias anuais em ambos os cenários para a BH Castanhão e diminuição das mesmas para a BH Óros. O segundo período

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

em relação aos demais revela ainda, módulos menos pronunciados das medianas de suas anomalias. Os modelos indicam acréscimo nas vazões no último período de 30 anos para todas as bacias e nos dois cenários, sugerindo no RCP 8.5 vazões superiores à média em até aproximadamente 80% para a BH Castanhão, 40% para a BH Orós e 20% para a BH Banabuiú. Esta última, no entanto, apontou uma menor magnitude da vazão no cenário RCP 8.5 quando comparado ao RCP 4.5. As Figuras 10A e 10B mostram a tendência Mann-Kendall Sen da série temporal de vazão projetada pelo CORDEX para os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, respectivamente.

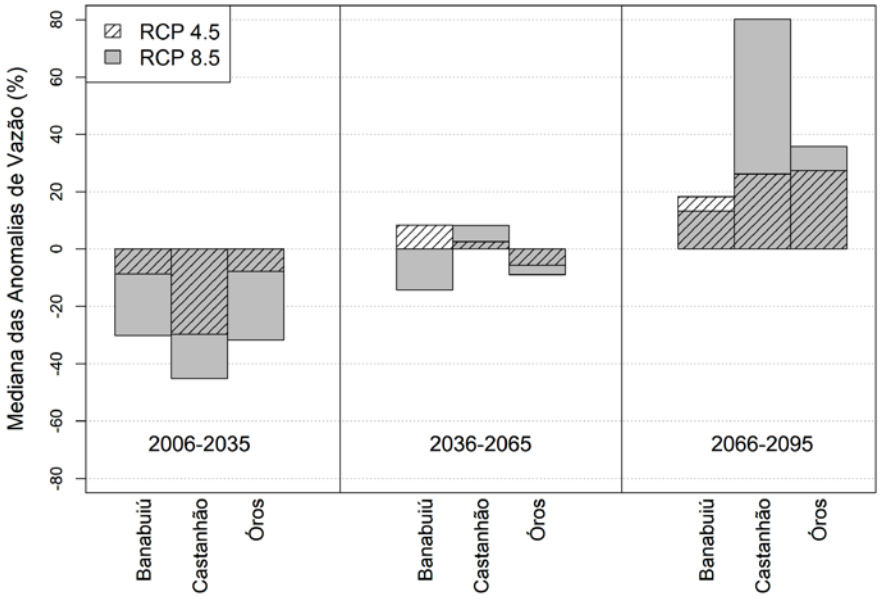


Figura 9. Medianas (%) das Anomalias de vazões médias anuais dos modelos do CORDEX para as bacias Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários RCP 4.5 (barra hachurada) e RCP 8.5 (barra em cor cinza).

Em ambos os cenários, a Figura 10 mostra que o modelo CSIRO-Mk3, assim como observado para a precipitação (Figura 5), apresentou tendência negativa em todas as bacias apontando a maior redução (0.56 m³/s por ano) na BH Orós (cenário RCP 8.5). Comparado ao cenário RCP 4.5, os módulos de tendência do RCP 8.5 se apresentaram razoavelmente pronunciados. O modelo NOAA-GFDL-ESM2M foi o único a indicar ausência de tendência em duas das três bacias, conforme mostrado na Figura 10A. O modelo IPSL-CM5A-MR dentre os demais, apresentou tendências mais intensas em todas as bacias e em ambos os cenários, destacando a BH Castanhão (0.76 m³/s por ano), com um possível aumento do seu regime de vazão de até 43.7 m³/s até o final do século XXI. Para o cenário RCP 8.5, todos os modelos mostraram tendências significativas em todas as BHs. Por outro lado, para o cenário com menor emissão de GEEs, o modelo NOAA-GFDL-ESM2M não apresentou significância estatística nas tendências estimadas para as vazões das BHs Banabuiú e Castanhão.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

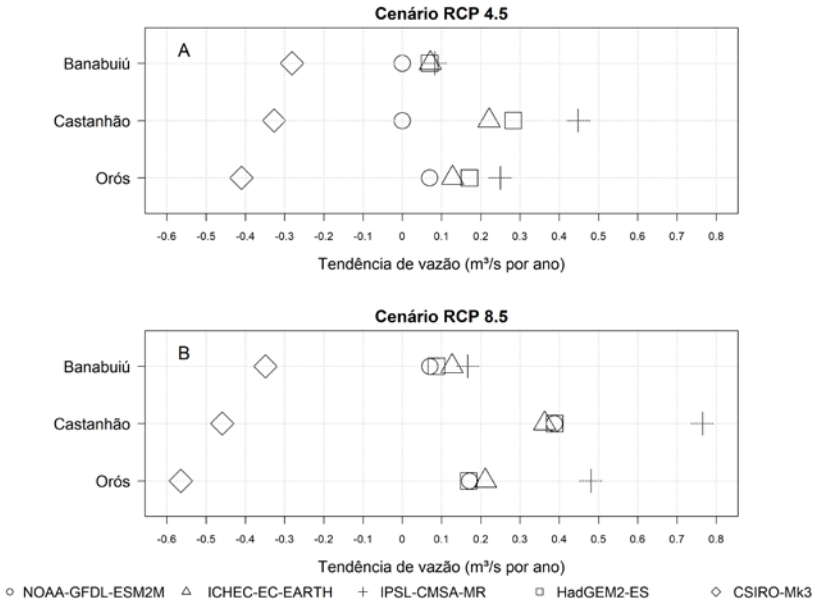


Figura 10. Tendência da vazão (m³/s por ano) para o período de 2006 a 2100 nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós para os cenários A) RCP 4.5 e B) RCP 8.5.

Conclusão

As análises propostas pelo presente estudo visaram analisar as projeções resultantes dos campos de precipitação, temperatura e vazão e seus respectivos impactos associados com as mudanças climáticas, de alguns modelos participantes do Projeto CORDEX considerando os cenários RCP 4.5 e RCP 8.5 nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós, pertecentes a um importante sistema hídrico do Estado do Ceará.

O presente trabalho indica que a maioria dos modelos que compõem o projeto CORDEX convergiu razoavelmente quanto ao total precipitável observado nas bacias supracitadas, principalmente nos meses de agosto a outubro (período seco), em especial na BH Orós mesmo subestimando-a no período chuvoso. Também no período chuvoso, notou-se uma maior divergência entre os modelos quanto à quantidade precipitada na BH Castanhão. A precipitação observada foi melhor representada, embora subestimada, pelo modelo CSIRO-Mk3, na maioria das bacias analisadas, assim como mostrado também por Silva *et al.* (2020).

Uma redução mais intensa do regime de precipitação foi observada no cenário RCP 8.5 durante os três períodos analisados. Considerando ambos os RCPs para o período de 2006-2035, a mediana das anomalias indicou redução em todas as bacias destacando em módulo as BHs

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Banabuiú e Óros. No cenário RCP 4.5, a BH Castanhão deteve a maior possibilidade de redução da precipitação dentre as demais. Uma leve dispersão das medianas de anomalia entre as BHs, em resposta a cada cenário de mudanças climáticas, foi apontada no segundo período. Por fim, para o terceiro período projetou-se o aumento da precipitação em todas as bacias e RCPs, com anomalias positivas de maior intensidade na BH Castanhão.

A temperatura média, que já vem aumentando em todo o globo no último século conforme apontado pela literatura, apresentou tendências positivas em todas as bacias estudadas e em todos os cenários considerados. Para o cenário RCP 8.5, os impactos na temperatura foram maiores, principalmente no período de 2066 a 2095, onde a anomalia de temperatura foi superior a 4.5 °C.
Na vazão, se observou impactos diferentes. Os modelos indicaram acréscimo nas vazões no último período de 30 anos para todas as bacias e nos dois cenários, sugerindo no RCP 8.5 vazões superiores à média em até aproximadamente 80% para a BH Castanhão, 40% para a BH Orós e 20% para a BH Banabuiú. Enquanto que no primeiro período sinalizou-se uma redução pronunciada do regime de vazões em todas as bacias. De outra forma, o segundo período em relação aos demais revelou ainda, módulos menos pronunciados das medianas de suas anomalias.

Os resultados encontrados nas BHs Banabuiú, Castanhão e Orós, especialmente precipitação e temperatura, são coerentes com os observados para a região Nordeste do Brasil nos estudos de Sales *et al.* (2015), Guimarães *et al.* (2016) e Silva *et al.* (2020). Sendo consistentes, também, com os sinais de mudanças climáticas observadas em escala global (PMBC, 2014). Em suma, as maiores implicações da mudança climática são projetadas para as últimas três décadas do século XXI no cenário de altas emissões de GEE, o que requer esforços de mitigação. Conflitos entre múltiplos usuários da água, desaceleração da economia e o desabastecimento das cidades são alguns dos possíveis impactos decorrentes da elevação da temperatura do ar agravada pela redução na precipitação e aliada a possível redução da disponibilidade hídrica nas bacias estudadas.

Partindo disto, é recomendável o gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos com o intuito de intensificar ações de mitigação e garantir a segurança hídrica, já que se trata de uma região com clima semiárido. Para trabalhos futuros, recomenda-se investigar as incertezas relacionadas com as variáveis de precipitação e vazão que apresentaram algumas divergências por parte dos modelos do CORDEX, haja vista a dificuldade na representação climática, da precipitação por exemplo, já constatada também por Guimarães *et al.* (2016), devido à inserção do NEB em uma região de variabilidade climática regida por diversos sistemas atmosféricos e oceânicos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Referências Bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas (2016) *Mudanças climáticas e recursos hídricos:* avaliações e diretrizes para adaptação. Brasília: ANA, 93 pp.

Andrade, C. W. L., Montenegro, S. M. G. L., Lima, J. R. S., Montenegro, A. A. A. e Srinivasan, R. (2017) Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo SWAT em uma Sub-Bacia da região Nordeste, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(2), 440-453.

ASCE (1993) Task Committee on Definition of Criteria for Evaluation of Watershed Models of the Watershed Management. Committee Irrigation and Drainage Division. Criteria for evaluation of watershed models. *J. Irrig. Drainage Eng.*, **119**, 429-442.

Bari, S. H., Rahman, M. T. U., Hoque, M. A.H. e Hussain, M. M. (2016) Analysis of seasonal and annual rainfall trends in the northern region of Bangladesh. *Atmospheric Research*, **16**(1), 148-158.

Block, P. J., Souza Filho, F. A., Sun, L. e Kwon, H. H. (2009) A Streamflow Forecasting Framework using Multiple Climate and Hydrological Models1, JAWRA J. Am. *Water Resour. Assoc.*, **45**, 828–843.

Ceará (2016) *Manual de Operação da Sala de Situação do Ceará.* Fortaleza: COGERH. 112 pp.

Ceará (2016) *Plano de Segurança Hídrica | Região Metropolitana de Fortaleza.* Fortaleza: ARCE. 58 pp.

Ceará (2018) *Sub-Bacia Hidrográfica do Banabuiú Características Gerais.* In: Secretaria de Recursos Hídricos, Ceará. Acesso em 08 junho de 2020, disponível em: https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/Caracteriza%C3%A7%C3%A3o-da-Bacia-Hidrogr%C3%A1fica-Banabui%C3%BA.pdf

Ceará (2019) *Sub-Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe Características Gerais.* In: Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos, Ceará. Acesso em: 08 de junho de 2020, disponível em: https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2019/02/Caracteriza%c3%a7%c3%a3o-da-Bacia-Hidrogr%c3%a1fica-Medio-Jaguaribe.pdf

Ceará (2018) *Sub-Bacia Hidrográfica do Alto Jaguaribe Características Gerais.* In: Secretaria de Recursos Hídricos, Ceará, Acesso em: 08 de junho de 2020, disponível em: https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/Caracteriza%C3%A7%C3%A3o-da-Bacia-Hidrogr%C3%A1fica-Alto-Jaguaribe.pdf

Collischonn, W. e Dornelles, F. (2013) *Hidrologia para engenharias e ciências ambientais.* 2ª ed. Porto Alegre, Associação brasileira de recursos hídricos: ABRH, 342 pp.

Costa, A. A. (2017) As the Earth heats up, Brazil Digs Deeper. *NACLA Report on the Americas*, [S.l.], **49**(4), 444-450. https://doi.org/10.1080/10714839.2017.1409018.

Da Rocha, R., Reboita, M.S., Dutra, L.M.M., Llopart, M. e Coppola, E. (2014) Interannual variability associated with ENSO: present and future climate projections of RegCM4 for South America-CORDEX domain. *Climatic Change*, [S.l.], **125**(1), 95-109. https://doi.org/10.1007/s10584-014-1119-y.

Da Silva, G. K., Silveira, C. S., Silva, M. V. M., Marcos Júnior, A. D., Souza Filho, F. A. e Guimarães, S. (2020) Análise de Projeções das Mudanças Climáticas Sobre Precipitação e Temperatura nas regiões hidrográficas brasileiras para o século XXI. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, [S.l.], **55**(3), 420-436. https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200624

Doll, P. (2009) Vulnerability to the impact of climate change on renewable groundwater resources: a global-scale assessment. *Environmental Research Letters*, [S.l.], **4**(3), 12 pp. http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/4/3/035006

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Giorgi, F., Jones, C. e Asrar, G. (2009) Addressing climate information needs at the regional level: The CORDEX framework. *WMO Bulletin*, [S.l.], **58**(3), 175-183.

Guimarães, S. O., Costa, A. A., Vasconcelos Júnior, F. C., Silva, E. M., Sales, D. C., Araújo Júnior, L. M. e Souza, S. G. (2016) Projeções de Mudanças Climáticas sobre o Nordeste Brasileiro dos Modelos do CMIP5 e do CORDEX. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, **31**(3), 337-365. https://doi.org/10.1590/0102-778631320150150

Hargreaves, G. H. e Samani, Z. A. (1985) Reference Crop Evapotranspiration from Temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, [S.l.], **1**(2), 96-99. http://dx.doi.org/10.13031/2013.26773

Hargreaves, G. H. (1994) Defining and Using Reference Evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, [S.l.], **120**(6), 1132-1139. http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(1994)120:6(1132)

IPCC, Intergovernmental Panel On Climate Change (2013) *Climate Change 2013:* The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 pp.

Jolliffe, I. e Stephenson, D. (2003) *Forecast Verification:* A Practitioner's Guide in Atmospheric Science. [S.l.]: John Wiley and Sons. 247 pp.

Kendall, M. G. (1975) *Rank Correlation Methods.* London: Griffin, UK. 202 pp.

Lafon, T., Dadson, S., Buys, G. e Prudhomme, C. (2013) Bias correction of daily precipitation simulated by a regional climate model: a comparison of methods. *International Journal of Climatology*, [S.l.], **33**(6), 1367-1381.

Lyra, A. A., Chou, S. C. e Sampaio, G. O. (2016) Sensitivity of the Amazon biome to high resolution climate change projections**.** *Acta Amaz.*, Manaus, **46**(2), 175-188. https://doi.org/10.1590/1809-4392201502225

Lopes, J. E. G., Braga Junior, B. P. F. e Conejo, J. G. L. (1981) Simulação hidrológica: aplicações de um modelo simplificado, *III Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Fortaleza, Ceará.

Lopes, J. E. G. *Manual do Usuário do SMAP – v.99.* 18 pp.

Machado, R. E. e Vettorazzi, C. A. (2003) Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, SP. *R. Bras. Ci. Solo*, **27**, 735-741.

Mann, H. B. (1945) Nonparametric tests against trend. *Econometrica: Journal of the Econometric Society*, [S.l.], **13**, 245-259.

Marengo, J. A., Alves, L. M., A., R. C. S, Cunha, A. P., Brito, S. e Moraes, O. L. L. (2018) Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *An. Acad. Bras. Ciênc.*, Rio de Janeiro, **90**(2), 1973-1985.

Modala, N. R. (2014) *Assessing the Impacts of Climate Change on Cotton Production in the Texas High Plains and Rolling Plains.* Doctoral dissertation, Texas A & M University. 128 pp.

Moore, D. S. (2007) *The Basic Practice of Statistics.* 4th ed. New York: Freeman. 728 pp.

Moreira, J. G. V. e Naghettini, M. (2016) Detecção de Tendências Monotônicas Temporais e Relação com Erros dos Tipos I e II: Estudo de Caso em Séries de Precipitações Diárias Máximas Anuais do Estado do Acre. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**(4), 394-402

New, M., Hulme, M. e Jones, P.D. (1999) Representing Twentieth-Century space-time climate variability. Part 1: Development of a 1961-1990 mean monthly terrestrial climatology. *Journal of Climate*, [S.l.], **12**, 829-856. https://doi.org/10.1175/1520-0442(1999)012%3C0829:RTCSTC%3E2.0.CO;2

Paulino, V. E. N., Studart, T. M. C., Campos, J. N. B., Pestana, C. J., Luna, R. M. e Alves, J. M. B. (2019) Trends in Crop Reference Evapotranspiration and Climatological Variables Across Ceará State – Brazil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, [S.l.], **34**(1), 79-88. https://doi.org/10.1590/0102-7786334017.

PBMC, Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. (2016) *Mudanças Climáticas e Cidades.* Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas [Ribeiro, S.K., Santos, A.S. (Eds.)]. Rio de Janeiro: PBMC, COPPE – UFRJ. 116 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77711
Vol. 15, No.1, 258-281
6 de abril de 2022

Piani, C., Haerter, J. O. e Coppola, E. (2010) Statistical bias correction for daily precipitation in regional climate models over Europe. *Theoretical and Applied Climatology*, **99**(1-2), 187-192.

Portela, M. M., Quintela, A. C., Santos, J. F., Vaz, C. e Martins, C. (2011) Tendências em séries temporais de variáveis hidrológicas. *Associação Portuguesa de Recursos Hídricos (APRH)*, **32**(1), 43-60.

Reboita, M. S., Fernandez, J. P. R., Llopart, M., Rocha, R. P., Pampuch, L. A. e Cruz, F. T. (2014) Assessment of RegCM4.3 over the CORDEX South America domain: sensitivity analysis for physical parameterization schemes. *Climate Research*, [S.l.], **60**(3), 215-234. https://doi.org/10.3354/cr01239.

Sales, D. C., Costa, A. A., Silva, E. M, Vasconcelos Júnior, F. C., Cavalcante, A. M. B., Medeiros, S. S., Marin, A. M. P., Guimarães, S. O., Araújo Junior, L. M. e Pereira, J. M. R. (2015) Projeções de mudanças na precipitação e temperatura no Nordeste brasileiro utilizando a técnica de downscaling dinâmico. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, **30**(4), 435-456. http://dx.doi.org/10.1590/0102-778620140075.

Sen, P. K. (1968) Estimates of regression coefficient based on Kendall's tau. *J. Am. Stat. Assoc.,* **63**, 1379-1389.

Silva, P. M. O., Mello, C. R., Silva, A. M. e Coelho, G. (2008) Modelagem da hidrografa de cheia em uma bacia hidrográfica da região Alto Rio Grande. *R. Bras. Eng. Agric. Amb.*, **12**, 258-265.

Silva, S. M. O., Souza Filho, F. A. e Aquino, S. H. S. (2017) Avaliação do risco da alocação de água em período de escassez hídrica: o caso do sistema jaguaribe-metropolitano. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.l.], **22**(4), 749-760.

Silva, S. M. O., Souza Filho, F. A., Cid, D. A. C., Aquino, S. H. S. e Xavier, L. C. P. (2019) Proposta de gestão integrada das águas urbanas como estratégia de promoção da segurança hídrica: o caso de Fortaleza. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.l.], **24**(2), p. 239-250. https://doi.org/10.1590/s1413-41522019181776

Silva, A. E. F., Gomes, D. T., Silveira, C. S. e Sakamoto, M. S. (2020) Desempenho das Simulações do Projeto Cordex Quanto à Representação dos Padrões de Variação da Precipitação no Século XX sobre o Município de Fortaleza, Ceará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, São Paulo, Epub September 07, 2020. https://doi.org/10.1590/0102-7786353003

Silva, G. K., Marcos Júnior, A. D., Sousa Lima, C. E., Silva, M.V. M. e Silveira, C. S. (2020) Análise de projeções das mudanças climáticas sobre o regime de precipitação nas Bacias do Sistema Jaguaribe, Ceará, Brasil. XV *Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Caruaru, Pernambuco.

Silveira, C. S., Souza Filho, F. A., Vasconcelos Junior, F. C., Araujo Junior, L. M. e Cabral, S. L. (2018) Mudanças climáticas e o setor hidroelétrico brasileiro: uma análise com base em modelos do IPCC-AR5. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Rio de Janeiro, (47), 46-60. https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180210

Silveira, C. S., Vasconcelos Júnior, F. C., Souza Filho, F. A., Guimaraes, S. O., Marcos Júnior, A. D., Reis, G. N. L. e Porto, V. C. (2019) Performance evaluation of AR5-CMIP5 models for the representation of seasonal and multi-annual variability of precipitation in Brazilian hydropower sector basins under RCP8.5 scenario. *Hydrological Sciences Journal*, [S.l.], **64**(11), 1279-1296.

Tao, H., Fraederich, K., Menz, C. e Zhai, J. (2014) Trends in extreme temperature indices in the Poyang Lake Basin, China. *Stoch. Environ. Res. Risk Asses.*, **28**, 1543-1553.

Teutschbein, C. e Seibert, J. (2012) Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. *Journal of Hydrology*, **456**, 12-29.

Thom, H. C. S. (1958) A note on the gamma distribution. *Monthly Weather Review*, [S.l.], **86**(4), 117-122.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

APROXIMACIÓN AL RIESGO DE CÁNCER POR EXPOSICIÓN DÉRMICA AL CLOROFORMO DURANTE EL BAÑO. CASO DE ESTUDIO EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ – COLOMBIA

David Ramírez Cardona [1]
Marcela Núñez Lemus [2]
* Manuel Salvador Rodríguez Susa [1]

EVALUATION OF THE RISK OF DERMAL CANCER BY EXPOSURE TO CHLOROFORM DURING THE BATHING PERIOD. CASE STUDY IN THE CITY OF BOGOTÁ – COLOMBIA

Recibido el 9 de diciembre de 2020. Aceptado el 2 de junio de 2021

Abstract

Quantitative risk analysis (QRA) methodology was applied to determinate the cancer risk probability occurrence by dermal exposure to chloroform based in the concentration value of 96 water samples taken in Bogotá – Colombia. The objective was to investigate the risk of increased occurrence of cancer by dermal exposure to chloroform in potable water across different seasons. Trihalomethanes in tap water samples obtained during 2016-2019 were analyzed by the purge and trap method with limits of detection (LoD) of 5 µg/L. The average concentration value of chloroform presented gradual increments in analyzed periods, being found the minor average concentration in the period 2016-I with a value of 24.1 µg/L and the maximum value in the period 2018-I with a value of 35.8 µg/L. In conclusion, although there were increases in the average concentrations of chloroform, dermal exposure to the disinfection by-product analyzed, in the period of the present study, does not present a serious health risk.

Keywords: cancer, chloroform, disinfection by-products, health risk, trihalomethanes.

[1] Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes. Bogotá, Colombia.
[2] Grupo de Apoyo y Seguimiento para la Investigación, Grupo Unidad de Análisis, Instituto Nacional de Cancerología. Bogotá, Colombia.
* *Autor corresponsal:* Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes, Carrera 1 Nº 18A- 12, Bogotá, Colombia. Email: manuel-r@uniandes.edu.co

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Resumen

Se aplicó la metodología del análisis cuantitativo del riesgo para determinar la probabilidad de ocurrencia de cáncer por exposición dérmica al cloroformo (subproducto de la desinfección) con base en la concentración medida en 96 muestras tomadas en la ciudad de Bogotá – Colombia, entre los años 2016 y 2019. El objetivo era investigar el riesgo de una mayor incidencia de cáncer dérmico por la exposición al cloroformo en el agua potable en diferentes temporadas. Los trihalometanos en las muestras de agua del grifo obtenidas durante el 2016-2019 fueron analizados por el método de purga y trampa con límites de detección (LoD) de 5 µg/L. El valor promedio de la concentración de cloroformo presentó incrementos graduales en los períodos de análisis encontrándose la menor concentración promedio en el período 2016-II con un valor de 24.1 µg/L y la máxima concentración en el período 2018-I con un valor de 35.8 µg/L. En conclusión, aunque se presentaron incrementos en la concentración del valor promedio de cloroformo, la exposición dérmica al subproducto de la desinfección analizado, en el período del presente estudio, no presenta un grave riesgo a la salud.

Palabras clave: cáncer, cloroformo, riesgo a la salud, subproducto de la desinfección, trihalometanos.

Introducción

La desinfección del agua potable fue uno de los principales triunfos de salud pública del siglo XX (Richardson, 2003) debido a su aporte en la reducción de la mortalidad a causa de enfermedades transmitidas por agua contaminada. Aunque existen varios agentes desinfectantes, el cloro es un poderoso agente ampliamente utilizado en la desinfección del agua (Rodríguez *et al*, 2007; Hamidin *et al.*, 2008; Arman *et al.*, 2016), el cual, al reaccionar con parte de la materia orgánica natural o sustancias inorgánicas presentes en el agua, genera subproductos de desinfección (DBP por sus siglas en inglés) (Sadiq y Rodríguez, 2004; Panyapinyopol *et al*, 2005, Richardson *et al.*, 2007; Hua *et al*., 2015; Richardson y Postigo, 2015).

Los DBP son una mezcla compleja de diferentes sustancias con diversas propiedades fisicoquímicas y tóxicas a las que la población puede estar expuesta a través del agua potable (Villanueva *et al.*, 2001a). Si bien el potencial de exposición más significativo se reconoce por vía oral, recientemente se le ha brindado mayor importancia a la exposición dérmica y por inhalación (U.S. EPA, 2006).

Aunque ya más de 700 diferentes clases de DBP han sido identificados (Plewa y Richardson, 2017; Richardson y Kimura, 2017), la química y la toxicidad de los subproductos de la desinfección química del cloro han sido los más ampliamente estudiados (RIPDA-CYTED, 2003), conformando el grupo de subproductos más difundido e identificado en las reglamentaciones de los distintos países (Montero *et al.,*2014*)*.

En este estudio se presenta la implementación de la metodología desarrollada por la U.S. EPA con el fin de determinar la probabilidad de ocurrencia de cáncer por exposición al cloroformo con base en la concentración medida en 96 muestras tomadas en la ciudad de Bogotá – Colombia.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Metodología

Para el desarrollo del presente estudio se tomó un total de 96 muestras de agua de grifo en diversos puntos de la ciudad de Bogotá – Colombia, a las cuales se les realizó el análisis de la concentración de trihalometanos (THM), y se estableció una distribución estadística de dichas concentraciones. La selección de los puntos de muestreo se realizó de manera aleatoria, y exclusivamente en función del lugar de la vivienda de los estudiantes del pregrado en Ingeniería Ambiental de la Universidad de los Andes, los cuales fueron previamente capacitados sobre los métodos de colecta.

Para la recolección de las muestras se utilizaron envases de vidrio ámbar de 1 litro con tapa de baquelita y boca estrecha; se adicionó tiosulfato de sodio intentando detener la reacción de generación de DBP. Con el fin de reducir el espacio de aire residual durante el muestreo, los envases se llenaron en su totalidad, pero sin generar rebose para evitar la pérdida del preservante. Los THM se midieron por el método de purga y trampa: 25 mL de muestra en viales de vidrio se burbujearon con helio (UAP) y el cloroformo (CF) se cuantificó por la columna Agilent J&W® GC 123-1364 DB-624, 60m x 0.320mm x 1.0 µm, en HP-6890N® GC acoplado a MSD 5975B. Para las curvas de calibración se usó un estándar de compuestos orgánicos volátiles 502-524 en mezcla (Supelco®) de 2000 µg/mL, en metanol. El límite de detección (LoD) fue de 5 µg/L (Lemus y Rodríguez, 2017).

Aunque existe diversidad de trihalometanos, entre los que se encuentran los yodados y fluorados, los análisis de laboratorio del presente estudio se enfocaron en determinar la concentración de cada uno de los cuatro componentes que hacen parte del grupo de los trihalometanos más comunes en el agua potable: Cloroformo ($CHCl_3$), Bromodiclorometano ($CHBrCl_2$), Bromoformo ($CHBr_3$) y Dibromoclorometano ($CHClBr_2$). Una vez obtenidos los resultados de las muestras y posterior a la revisión bibliográfica relacionada, se procesaron los datos utilizando el software R Project versión 3.5.1. (R Core Team, 2019), con el cual se obtuvo parte de los insumos con que se alimentó el modelo planteado por la U.S. EPA para medir la exposición por vía dérmica.

Para evaluar las muestras recolectadas, se analizó la información obtenida mediante estadística descriptiva. Se reportó la media con desviación estándar (SD) o como mediana con rango intercuartílico (IQR), dependiendo del supuesto de normalidad, el cual se validó utilizando histogramas y mediante la prueba de Kolmogorov Smirnov. Para la comparación de grupos, se utilizó un ANOVA de una vía o la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis para muestras independientes, dependiendo del cumplimiento del supuesto de normalidad. Las muestras fueron colectadas durante siete semestres.

La exposición y la evaluación del riesgo se llevó a cabo con la información recopilada del Sistema Integrado de Información de Riesgos (IRIS) y de los valores de tendencia central de exposición

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

dérmica recomendado por la U.S. EPA, recurso utilizado debido a que a nivel nacional se carece de estudios e información relacionada que proporcione valores de referencia para las condiciones locales. En la Tabla 1 se presentan los datos con los cuales se alimentó el modelo para determinar la Dosis de Absorción Dérmica (DAD) y la Pendiente de Absorción dérmica del carcinógeno (FS_{ABS}). Este estudio está enfocado exclusivamente en la dosis relacionada con la exposición durante los eventos de baño corporal en duchas.

Tabla 1. Valores de referencia con relación a la exposición dérmica.

Parámetro		Sigla	Unidades	Valor	Fuente
Frecuencia del evento		EV	eventos/día	1	(Martín-Olmedo *et al.*; 2016)
Frecuencia de la exposición		EF	días/año	350	
Peso corporal		BW	kg	70	
Área de superficie de piel expuesta		SA	cm2	18000	
Tiempo promedio a la exposición (Esperanza de vida al nacer de los bogotanos)	Mujeres	AT	días años	29565 81	(U.S. EPA, 2004)
	Hombres	AT	días años	28105 77	
Fracción absorbida en agua		FA	Adimensional	1	
Coeficiente de permeabilidad dérmica del compuesto en agua		Kp	cm/h	6.80E-03	(Martín-Olmedo *et al.*; 2016)
Tiempo de espera por evento		τao_event	hr / evento	0.5	
Duración del evento		t_event	h/evento	0.25	
Tiempo para alcanzar el estado estacionario		t*	h/evento	0.25	
Factor de pendiente oral		SFo	(mg/kg-día)-1	3.05E-02	(Chowdhury y Champagne, 2008).
Fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal		ABS GI	Adimensional	1	(Martín-Olmedo *et al.*; 2016)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Debido a que el cáncer es una enfermedad con un largo período de latencia, por lo que la exposición realmente asociada al efecto no es la actual sino la exposición durante varias décadas antes de la manifestación clínica (Villanueva *et al.*, 2001b), se optó por analizar la Dosis de Absorción Dérmica (DAD) en un período de 81 años para mujeres y de 77 años para hombres, el cual, según información suministrada por la Alcaldía Mayor de Bogotá (2018) es la vida media de los bogotanos y bogotanas. Adicionalmente se adoptó el valor del factor de pendiente SF_o sugerido por el Risk Assessment Information System de$3.05e^{-02}$ $(mg/kg\text{-}día)^{-1}$, basado en un factor de absorción gastrointestinal de 0.2000 (RAIS, 2021).

Con relación a la duración de la exposición, la cual representa el tiempo probable que una persona pasa en una residencia, se adoptó un período igual al tiempo promedio a la exposición igual al valor del DAD, asumiendo que las personas del estudio pasan la totalidad de su vida en la misma vivienda.

Por otro lado, debido a que la absorción del cloroformo en el tracto gastrointestinal se aproxima al 100%, y los niveles máximos en sangre se alcanzan en 1 hora (Fry *et al.*, 1972 citado por RAIS, 1992), se adoptó, tal y como lo sugiere la U.S. EPA un valor de 1 para la fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal (ABS_{GI}.). Lo anterior, debido a que no se han determinado dosis de referencia específicas para la vía dérmica, por lo cual se utilizan dosis de referencia oral.

Finalmente, debido a que siempre que sea posible, el nivel de incertidumbre debe hacerse constar explícitamente en las evaluaciones del riesgo (OMS, 2002), se realizó un análisis de incertidumbres el cual se dirigió a identificar y evaluar los aspectos que, relacionados con las hipótesis asumidas en las etapas de procesamiento de datos y análisis de los mismos, introducen incertidumbres en la validez de los resultados del análisis de riesgos. Las consideraciones efectuadas en el análisis de incertidumbres se tuvieron en cuenta en la formulación de las conclusiones del análisis de riesgos (ARAA, 2014).

Exposición y evaluación del riesgo

El Análisis Cuantitativo del Riesgo (QRA por sus siglas en inglés) es un proceso analítico basado en evidencia científica para cuantificar la probabilidad y el impacto potencial de un evento adverso (Cassin *et al.*, 1998; Marano, *et al.*, 2018). Se realiza con fines predictivos para diseñar medidas de reducción de riesgos y como herramienta para la toma de decisiones (Pasman *et al*, 2017).

El proceso incluye la identificación del riesgo seguido de las evaluaciones de dosis-respuesta, la evaluación de la exposición para generar una caracterización de riesgo (Corburn, 2002) y el análisis de las incertidumbres.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

La idea básica de la evaluación del riesgo es la de estructurar, mediante modelación sistemática, la información disponible de forma detallada, para determinar el grado de probabilidad de ocurrencia de un evento (Zio, 2018), y/o para estimar y comparar la carga de morbilidad y traumatismos debida a diferentes riesgos (OMS, 2002).

Existen diversos modelos para evaluar los riesgos; muchos de ellos son complejos y requieren gran cantidad de información recolectada a través de diferentes estudios específicos y por periodos prolongados de tiempo, tal como lo son estudios de cohortes, estudios de caso y control entre otros.

Por otro lado, existen modelos ampliamente utilizados para evaluar la exposición al riesgo, tal como el desarrollado por la United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) y que ha sido aplicado y/o adaptado por diversos investigadores como Lee *et al* (2004) en Hong Kong-China, Tokmak *et al* (2004) en Ankara-Turquía, Uyak (2006) en Estambul-Turquía, Viana *et al* (2008) en Fortaleza-Brasil, Hamidin *et al* (2008), en la evaluación del riesgo para la salud humana de los subproductos de desinfección del agua, usando un enfoque probabilístico. Liu *et al* (2011) en el río Yangtze-China, Mishra *et al* (2014) en algunas ciudades de India, Arman *et al* (2016) en Ilam – Irán, Kumari & Gupta (2018) en un estudio para estimar el riesgo de cáncer por trihalometanos para diferentes grupos de edad y Zhang *et al* (2018), entre otros, para la cuantificación de efectos negativos en la salud humana de algunos DBP.

En este modelo planteado por la U.S. EPA (2004), el procedimiento recomendado para la estimación de la dosis absorbida por la dermis se presenta en la ecuación 1:

$$\mathrm{DAD} = \left(\frac{DAevent * EV * ED * EF * SA}{BW * AT}\right) \qquad \textbf{Ecuación (1)}$$

Dónde
DAD = Dosis de Absorción Dérmica (mg/kg-día)
DAevent = Dosis Absorbida por evento (mg/cm^2-evento)
EV = Frecuencia del evento (eventos/día)
ED = Duración de la exposición (años)
EF = Frecuencia de la exposición (días/año)
SA = Área de superficie de piel expuesta (cm^2)
BW = Peso corporal (kg)
AT = Tiempo promedio a la exposición (días), que equivale al período promedio de vida

Partiendo del conocimiento que los THM son de origen orgánico y que la duración del evento (t_{event}) es menor que el tiempo requerido para alcanzar el estado estacionario (t^*) del cloroformo, se procedió a determinar el DAevent por medio de la ecuación 2:

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

$$DAevent = 2FA * Kp * Cw\sqrt{\frac{6\tau_{event} * t_{event}}{\pi}} \qquad \textbf{Ecuación (2)}$$

Dónde
DAevent = Dosis absorbida por evento (mg/cm^2-evento)
FA = Fracción absorbida en agua (adimensional)
Kp = Coeficiente de permeabilidad dérmica del compuesto en agua (cm/h)
Cw = Concentración química en agua (mg/cm^3)
τ_{event} = Tiempo de espera por evento (h / evento)
t_{event} = Duración del evento (h/evento)
t^* = Tiempo para alcanzar el estado estacionario que es igual a 2.4 τ_{event}.

Una vez que se determina la Dosis de Absorción Dérmica definida en la ecuación 1 se procede a determinar el riesgo de cáncer dérmico cómo:

$$Dermal\ Cancer\ Risk = DAD * SF_{ABS} \qquad \textbf{Ecuación (3)}$$

De acuerdo con la ecuación 3, se hace necesario determinar el factor de pendiente del cáncer basado en la dosis absorbida SF_{ABS} (mg/kg-día)$^{-1}$ como se presenta en la ecuación 4:

$$SF_{ABS} = \frac{SF_o}{ABS_{GI}} \qquad \textbf{Ecuación (4)}$$

Dado que las dosis dérmicas son absorbidas, es necesario convertir el factor de pendiente oral SF_o (mg/kg-día)$^{-1}$ a una base absorbida que se puede hacer de una forma aproximada dividiéndolo por la fracción del contaminante absorbido en el tracto gastrointestinal ABS_{GI} (adimensional) (U.S. EPA, 2004).

Cuando no se dispone de un índice de referencia para una vía, es posible extrapolar los resultados obtenidos por otra vía. Para la vía dérmica se carece de dosis de referencia específicas, por lo que se han seguido las recomendaciones de la U.S. EPA y se han utilizado las dosis orales (Martín-Olmedo *et al.*, 2016).

Los modelos de exposición proporcionan estimaciones de la cantidad de producto químico que entra en contacto con un individuo como resultado de las liberaciones en el medio ambiente. A menudo se utilizan para inferir un riesgo para un individuo o a un grupo de población (U.S. EPA, 2006), estableciendo mediante qué ruta, a través de qué medio y durante cuánto tiempo se sufrió la exposición.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Resultados

En muchos estudios, como en el caso de los ambientales, es común que algunas observaciones no sean detectadas y por lo tanto puede que su valor se encuentre por encima o por debajo de algún límite de detección. Así, si las observaciones se encuentran arriba del límite de detección estas serán consideradas como datos censurados a la derecha y en el caso que se encuentren por debajo serán censurados hacia la izquierda (Helsel y Hirsch, 2002).

En los diferentes análisis fueron encontradas varias observaciones por debajo del límite de detección, es decir, existen observaciones censuradas por la izquierda. La Tabla 2 presenta el porcentaje de observaciones censuradas para los 4 componentes del grupo de THM medidos por periodo de estudio, siendo el 100% del tamaño de la muestra (n) para el dibromoclorometano y bromoformo.

Tabla 2. Porcentajes de observaciones por debajo del límite de detección (LD) y entre el límite de detección - el límite de cuantificación (LC). Trihalometanos.

THM	2016-I		2016-II		2017-I		2017-II		2018-I		2018-II		2019-I	
	n=16		n=16		n=13		n=12		n=15		n=8		n=16	
Límites	LD	LC	LD	LC	LD	LC	LD	LC	LD	LC	LD	LC	LD	LC
$CHCl_3$	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.25	0.0	38.0	25.0	0.0	6.25
$CHBrCl_2$	75	25	100	0.0	69.2	30.8	91.7	8.33	80	20	100	0.0	62.5	37.5
$CHClBr_2$	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0
$CHBr_3$	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0	100	0.0

La Figura 1 ilustra el comportamiento de las concentraciones de cloroformo. En total, fueron analizadas 96 muestras. Aplicando la prueba bondad de ajuste de Kolmogorov Smirnov a las concentraciones para validar el supuesto de normalidad, se obtuvo un p-valor menor que 0.01, que al ser comparado con un nivel de significancia α=0.05, permite concluir que existe evidencia suficiente para aceptar que los datos no se ajustan a una distribución normal (Figura 1, panel a). Así, realizando la prueba de bondad de ajuste de los datos y considerando diversos tipos de distribución, se evidencia que estos se aproximan a una distribución Weibull (p-valor igual a 0.8609, (Figura 2). De lo anterior, y teniendo en cuenta que algunas mediciones estuvieron por debajo del límite de detección, los valores de la mediana de la concentración para en cada caso fueron: 24.6 µg/L (IQR: 8.35) en 2016-I, 24.6 µg/L (IQR: 4.33) en 2016-II, 34.7 µg/L (IQR: 15.6) en 2017-I, 35.0 µg/L (IQR: 11.3) en 2017-II, 36.9 µg/L (IQR: 10.0) en 2018-I, 13.2 µg/L (IQR: 8.53) en 2018-II y 45.7 µg/L (IQR: 6.94) en 2019-I.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Teniendo en cuenta que las muestras tomadas en cada periodo son muestras independientes y considerando que los datos no tienen una distribución normal, para detectar si existen diferencias significativas entre cada periodo se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis donde se encontró un p-valor menor a 0.01, que al ser comparado con nivel de significancia α=0.05, existe evidencia suficiente para concluir que las concentraciones de cloroformo fueron diferentes entre cada uno de los periodos analizados.

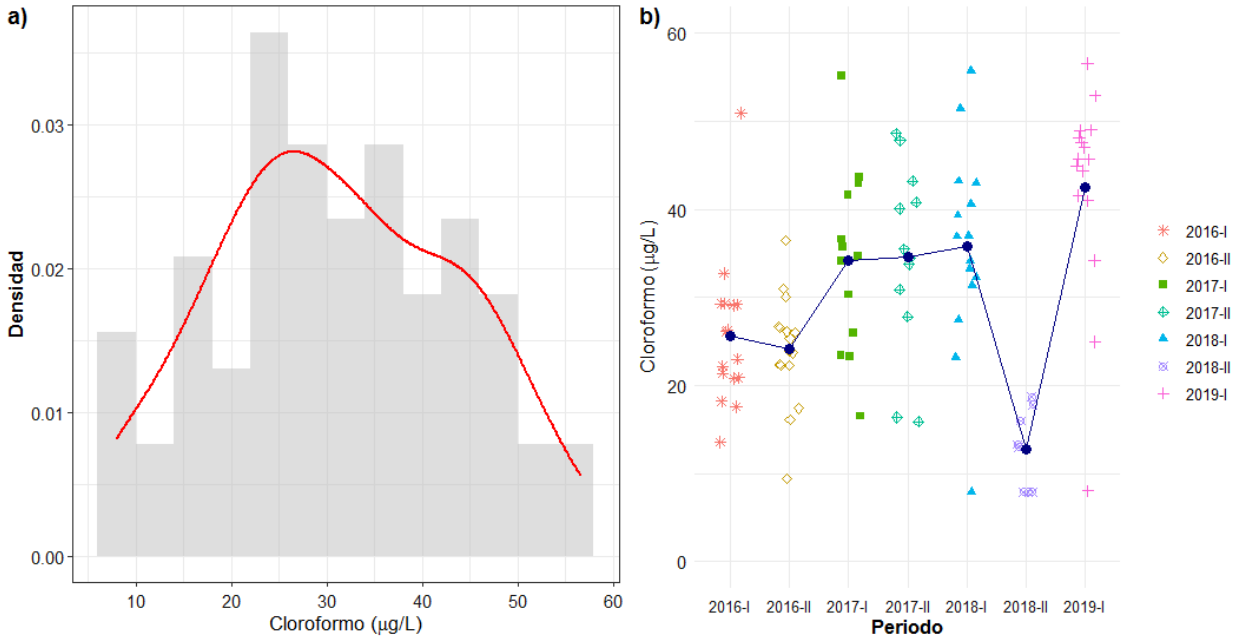


Figura 1. Comportamiento de las concentraciones de Cloroformo ($\mu g/\mathrm{L}$) por periodo de análisis.

Adicional a lo anterior, en la figura 1 panel b, se presenta la medida para Cw (µg/L) que alimentará el modelo planteado por la U.S. EPA, el cual corresponde al valor de las concentraciones promedio para cada periodo, representado por los puntos en color azul oscuro. Se puede observar que para algunos periodos fue superior en comparación con los demás, especialmente para las muestras recolectadas en el 2019-I (42.5 µg/L, SD: 11.7), 2018-I (35.8 µg/L, SD: 11.4), 2017-II (34.6 µg/L, SD: 10.7) y 2017-I (34.1 µg/L, SD: 10.4); las concentraciones más bajas se presentaron en los períodos 2018-II (12.8 µg/L, SD: 4.50), 2016-II (24.1 µg/L, SD: 6.29) y 2016-I (25.7 µg/L, SD: 8.52) respectivamente.

En la Tabla 3 y en la Figura 3 se presentan los resultados entregados por el modelo aplicado en función de la concentración del cloroformo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

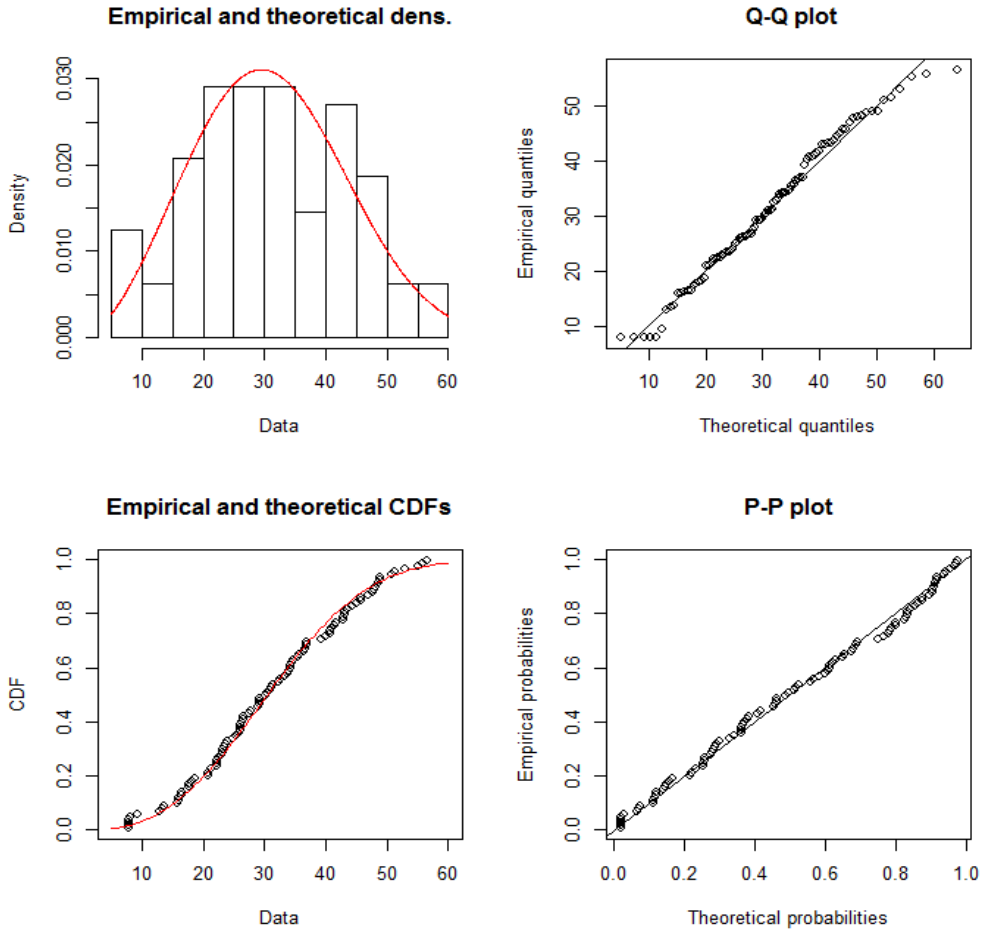


Figura 2. Análisis descriptivo exploratorio: Densidad empírica y teórica para las concentraciones de cloroformo. Distribución de Weibull.

Tabla 3. Riesgo de cáncer dérmico en función de la concentración

Período	Concentración Cw (µg/L)	DA event (mg/cm2-evento)	DAD (mg/kg-día)	Riesgo de cáncer por exposición dérmica
2016-I	25.7	1.71E-07	4.21E-05	1.28E-06
2016-II	24.1	1.60E-07	3.95E-05	1.20E-06
2017-I	34.1	2.27E-07	5.59E-05	1.70E-06
2017-II	34.6	2.30E-07	5.67E-05	1.73E-06
2018-I	35.8	2.38E-07	5.87E-05	1.79E-06
2018-II	12.8	8.51E-08	2.10E-05	6.40E-07
2019-I	42.5	2.82E-07	6.96E-05	2.12E-06

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

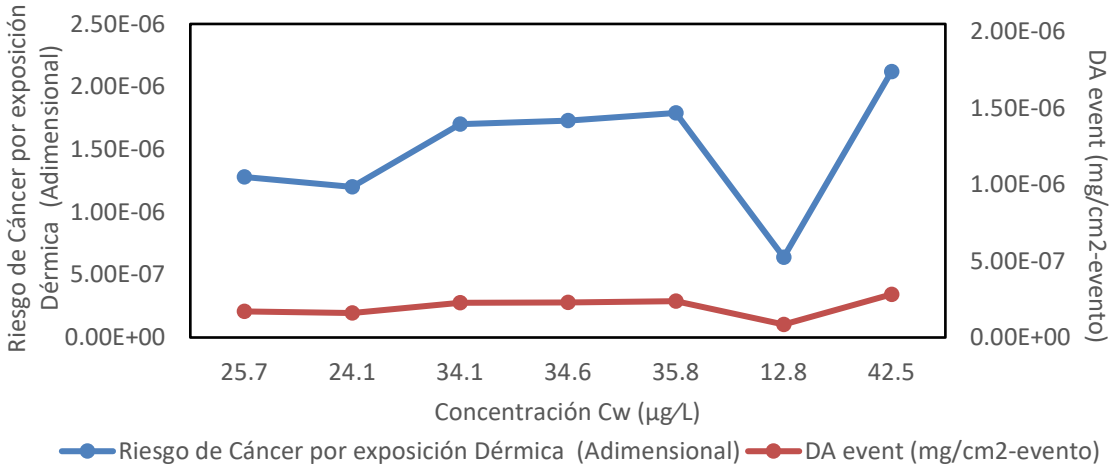


Figura 3. Comportamiento del riesgo de cáncer por exposición dérmica y DA event, teniendo en cuenta el período de análisis.

Discusión de resultados

De las especies de THM analizadas, en términos de concentraciones el cloroformo fue el predominante seguido por el bromodiclorometano, resultados que se encuentran acorde con lo reportado en la literatura por Gang *et al* (2003), OMS (2006), Sánchez, *et al* (2010), Oliveira (2011) y Kumari & Gupta (2018).

No se analizó el efecto del bromodiclorometano ($CHBrCl_2$), bromoformo ($CHBr_3$) y dibromoclorometano ($CHClBr_2$) debido a las bajas o nulas concentraciones del compuesto en las muestras analizadas de agua potable de la ciudad de Bogotá, resultados similares a los obtenidos en diversos estudios en agua para consumo por Sarmiento *et al* (2003) y Mosquera *et al* (2009). Adicionalmente, tanto el $CHBr_3$ como el $CHClBr_2$ fueron clasificados por la OMS en el grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los humanos).

Con base en los resultados obtenidos, la presente investigación se enfocó en los efectos cancerígenos del cloroformo ($CHCl_3$) sobre la salud humana, debido a que, aunque no se tienen evidencias significativas de teratogenicidad, sí existen de carcinogenicidad (García, 2003), por lo cual, este componente ha sido considerado por la Conferencia Americana de Higienistas Industriales Gubernamentales (ACGIH por sus siglas en inglés), la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA) y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) como un carcinógeno probable en los seres humanos,

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Para los productos químicos que se clasifican como carcinógenos potenciales para los humanos, el riesgo de cáncer se caracteriza como una relación lineal con la dosis. El potencial cancerígeno de un producto químico se caracteriza como la curva de una línea ajustada a la relación entre la exposición al producto químico y la prevalencia del cáncer en las poblaciones (OMS, 2017). Lo anterior, se puede evidenciar en la Figura 3, donde se presenta una tendencia creciente en el valor del riesgo de adquirir cáncer por exposición al cloroformo presente en el agua de grifo durante el baño, ya que como se aprecia en los diagramas de distribución por temporada (Figura 1b), el valor promedio de la concentración de este componente ha presentado incrementos en los períodos de análisis, a excepción del período 2018-II, en el cual se evidencia una fuerte disminución del riesgo de cáncer dérmico debido a la baja cantidad de datos analizados en comparación con los demás períodos y por la alta cantidad de valores censurados dentro de las muestras.

Los valores presentados durante cada uno de los períodos de análisis se encuentran dentro del rango promedio de concentración en el cual la exposición representa un nivel de riesgo aceptable (objetivo de remediación preliminar), establecido entre 10^{-6} y 10^{-4} (U.S. EPA, 2001a), razón por la cual es posible afirmar, teniendo en cuenta que los resultados poseen incertidumbre debido a diversidad de supuestos utilizados en la evaluación, que la exposición al subproducto de la cloración analizado no representa una grave amenaza para la salud por vía dérmica, sin embargo no se debe pasar por alto los efectos crónicos que la exposición a los THM puedan generar sobre la salud humana.

La exposición dérmica es un proceso dinámico de contacto entre un agente químico y la piel, en una determinada superficie de la misma, y a lo largo de un período concreto de tiempo (Porcel *et al.,* 2006). Aunque no existen datos sobre el cáncer para las exposiciones a través de esta vía, la conclusión con base en la evidencia obtenida en diversos estudios también se considera aplicable para la misma, porque se espera que el cloroformo absorbido a través de la piel y en la sangre se metabolice y cause toxicidad de la misma manera que el cloroformo absorbido por otras vías de exposición (U.S. EPA, 2001b). Un supuesto fundamental en este modelo es que la absorción continúa mucho después que la exposición haya terminado, es decir, se estima que la dosis absorbida final es la dosis total disuelta en la piel al final de la exposición (U.S. EPA, 2004).

Dado que la caracterización del peligro y la caracterización del riesgo dependen de la ruta (oral, inhalación, cutánea) y de la duración de la exposición (corto, medio y largo plazo), el conocimiento sobre cómo y cuándo pueden estar expuestas las personas es fundamental para la determinación de un valor orientativo o de referencia adecuado (OMS, 2017)

Adicionalmente, los riesgos de la exposición durante la ducha pueden ser controlados de manera eficiente variando la cantidad de agua utilizada y/o la duración de la misma (Chowdhury y Champagne, 2008).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Incertidumbre del estudio

Las limitaciones que se presentan en diferentes componentes del estudio están dadas por la realización de suposiciones, generalizaciones, simplificaciones y/o presencia de vacíos de información, entre otras. Estas acciones y condiciones generan incertidumbre en los resultados y aumentan la posibilidad que exista variabilidad de las estimaciones que no están siendo tenidas en cuenta (Barros, 2019). La estimación de la incertidumbre para el presente estudio se tuvo presente tanto en la metodología utilizada para la recolección de las muestras, en la estadística inherente al análisis de los datos recolectados, así como la incertidumbre propia del modelo implementado. A continuación, se relacionan cada una de ellas:

Recolección de las muestras

Debido a que las muestras fueron colectadas por diferentes participantes en diferentes períodos de tiempo no se cuenta con la posibilidad de conocer si se ha seguido estrictamente la metodología explicada en la capacitación suministrada, lo cual genera desconocimiento sobre la rigurosidad de la misma y posiblemente generar variaciones en las concentraciones de las muestras tomadas en campo.

Análisis estadístico

Se presentaron gran cantidad de datos censurados en las muestras analizadas, los cuales, para no generar observaciones falsas, obligan a implementar modelos robustos que requieren de distribuciones teóricas.

Con el uso de métodos robustos se necesita una distribución teórica la cual ajusta los datos por encima del límite de detección mediante la estimación de máxima probabilidad. Sobre la base de esta función de densidad de probabilidad asumida, el valor de los puntos de datos por debajo del límite de detección se extrapola y se utiliza en el cálculo de estadísticas de resumen. A diferencia del método de sustitución simple, estos valores extrapolados no son estimaciones para los puntos de datos, sino que solo se usan conjuntamente para calcular estadísticas de resumen (Mosquera *et al.,* 2009).

Modelo Implementado

Se pueden presentar variaciones en la concentración de los componentes en el agua debido a la volatilización de algunos de ellos; las concentraciones medidas podrían diferir de los valores presentados en campo. No se delimitó una zona de estudio de la ciudad, razón por la cual se asume que la distribución de concentraciones estimada en laboratorio y por ende aplicada en el modelo, es la misma en todas las zonas que cuentan con el servicio de abastecimiento.

Debido a que no se han determinado dosis de referencia específicas para la vía dérmica se utilizaron dosis de referencia oral. Se implementó el modelo solo para personas mayores de edad, por lo cual el presente estudio no se ajusta a infantes ni a niños los cuales presentan áreas de exposición menor.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Se asume que las personas se encuentran completamente mojadas (inmersas) en el agua durante el periodo de baño. Se definió que el tiempo promedio a la exposición (AT) y la duración de la exposición (ED) son iguales, es decir que se asume que una persona vive toda su vida en la misma vivienda. Adicionalmente, no se tuvo en cuenta la temperatura del agua al momento del evento, la cual puede cambiar la permeabilidad de la barrera dérmica.

Se asumió que la absorción dérmica continúa mucho después que la exposición haya terminado, es decir, se estima que la dosis absorbida final es la dosis total disuelta en la piel al final de la exposición. Se asumió una frecuencia del evento de 1 día y la frecuencia de la exposición de 350 días al año por lo cual se puede presentar error al encontrarse personas que se bañen más de una vez al día y otras que se bañen con una frecuencia mucho menor.

Al asumir un peso corporal de 70 kg para el estudio se está generando una incertidumbre por la generalización del parámetro, cuando se conoce que existe una variabilidad en el peso de la población local. Se asumió una tasa de absorción gastrointestinal del 100%, pero diferencias en las barreras anatómicas del tracto gastrointestinal y la piel pueden afectar la tasa, así como el grado de absorción del componente en estudio.

Para la vía dérmica se ha considerado únicamente la exposición a través del baño, sin tener en cuenta otras actividades que generan contacto directo con el agua clorada como el lavado de platos o nadar en piscinas.

Conclusión

Aunque la evaluación de la exposición al subproducto de la cloración analizado no presenta una grave amenaza para la salud por vía dérmica, los resultados deben interpretarse con cautela, teniendo en cuenta las limitaciones relacionadas anteriormente y considerando que, todas las asunciones realizadas, aunque permitieron el desarrollo de estudio, incrementaron los niveles de incertidumbre del mismo.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a Adriana Marcela Jaimes Porras por el apoyo con el procesamiento de las muestras en estudio.

Referencias bibliográficas

Alcaldía Mayor de Bogotá (2018). Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá | Data [Internet]. Fecha de consulta: 15 de abril de 2020. Disponible en: http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/demografia_proyecciones_2017_0.pdf

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Arman, K., Pardakhti, A.R., Osoleddini, N., Leili, M. (2016) Cancer risk assessment from multi-exposure to chloroform in drinking water of Ilam City, Iran. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, **3**(1), 5331–5331. doi.org/10.17795/ajehe-5331

ARAA, Autoridad Regional Ambiental de Arequipa. (2014). Evaluación de riesgos para la salud humana y el ambiente en la población de Mollehuaca, Perú. Anexo C - Metodología de la evaluación de riesgo de salud humana. Fecha de consulta: 19 enero 2019. Disponible en: http://siar.regionarequipa.gob.pe/documentos/evaluacion-riesgos-salud-humana-ambiente-poblacion-mollehuaca

Barros, M.D. (2019). *Analisis de riesgo microbiologico cuantitativo de Eschericha coli productora de toxina Shiga (STEC) en lechuga servida en almuerzos de colegios públicos de la localidad de Los Mártires, Bogotá*. Tesis de maestría. Postgrado en Ingeniería Ambiental (Gestión Ambiental). Universidad de los Andes, 90 pp.

Cassin, M.H., Lammerding, A.M., Todd, E.C.D., Ross, W., McColl, R.S. (1998). Quantitative risk assessment for Escherichia coli O157:H7 in ground beef hamburgers. *International Journal of Food Microbiology*, **44**(1), 21-44. doi.org/10.1016/S0168-1605(98)00028-2

Chowdhury, S., Champagne, P. (2009). Risk from exposure to trihalomethanes during shower: Probabilistic assessment and control. *Science of the Total Environment*, **407**(5), 1570-1578. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.025

Corburn, J. (2002). Environmental justice, local knowledge, and risk: The discourse of a community-based cumulative exposure assessment. *Environmental Management*, **29**(4), 451-466. doi.org/10.1007/s00267-001-0013-3

Gang, D., Clevenger, T.E., Banerji, S.K. (2003). Relationship of chlorine decay and THMs formation to NOM size. *Journal of Hazardous Materials*, **96**(1):1–12. doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00164-4

García, V.R. (2003). Nuevo siglo, nuevos riesgos sanitarios y ambientales en el agua. *Revista de Salud Ambiental*, **3**(2), 77-85.

Hamidin, N., Yu, Q.J, Connell, D.W. (2008). Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. *Water Research*, **42**(13), 3263–3274. doi.org/10.1016/j.watres.2008.02.029

Helsel, D.R., Hirsch, R.M. (2002). *Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey*, Book 4, Hydrologic Analysis and Interpretation. Chapter A3. Statistical Methods in Water Resources. U.S. Geological Survey. 522 p.

Hua, G., Reckhow, D.A. (2015). Abusallout I. Correlation between SUVA and DBP formation during chlorination and chloramination of NOM fractions from different sources. *Chemosphere*. **130**, 82-89. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.039

Kumari, M., Gupta, S.K. (2018). Age dependent adjustment factor (ADAF) for the estimation of cancer risk through trihalomethanes (THMs) for different age groups - A innovative approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **148**, 960-968. doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.067

Lee, S.C., Guo, H., Lam, S.M., Lau, S.L. (2004). Multipathway risk assessment on disinfection by-products of drinking water in Hong Kong. *Environmental Research*. **94**(1): 47–56. doi.org/10.1016/S0013-9351(03)00067-7

Lemus, M.F., Rodríguez, M. (2017). Exopolymeric substances from drinking water biofilms: Dynamics of production and relation with disinfection by products. *Water Research*. **116**, 304-315. doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.036

Liu, S., Zhu, Z., Fan, C., Qiu, Y., Zhao, J. (2011). Seasonal variation effects on the formation of trihalomethane during chlorination of water from Yangtze River and associated cancer risk assessment. *Journal of Environmental Sciences*. **23**(9), 1503-1511. doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60573-6

Marano, K.M., Liu, C., Fuller, W., Gentry, P.R. (2018). Quantitative risk assessment of tobacco products: A potentially useful component of substantial equivalence evaluations. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. **95**, 371-384. doi.org/10.1016/j.yrtph.2018.03.026

Martín-Olmedo, P., Carroquino, S.M.J., Ordóñez, I.J.M., Moya, J. (2016). *La evaluación de riesgos en salud. Guía metodológica*. aplicaciones prácticas de la evaluacion de riesgos en salud por exposicion a químicos. España: Sociedad Española de Sanidad Ambiental. 260 p. ISBN 978-84-617-6362-7

Mishra, B.K., Gupta, S.K., Sinha, A. (2014). Human health risk analysis from disinfection by-products (DBPs) in drinking and bathing water of some Indian cities. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*; **12**, 73. doi.org/10.1186/2052-336X-12-73

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

Montero, V-, Chinchilla, R., Coy, R., Agüero, A., Jiménez, J. (2014). Evaluación en el agua para consumo humano de subproductos de cloración y su relación como inductores de mutagénesis (mutaciones celulares). *Tecnología en Marcha*. Número Especial: 22-29. doi.org/10.18845/tm.v0i0.1652

Mosquera, M.N., Hidalgo, J.F., Forjan, E. (2009). Evaluación del contenido en trihalometanos en aguas de consumo de municipios de una zona de abastecimiento. *Higiene y Sanidad. Ambiental*. **9**, 404-411.

OMS. Organización Mundial de la Salud. (2002). *Informe sobre la salud en el mundo - Reducir los riesgos y promover una vida sana.* Capítulo 2: Definición y evaluación de los riesgos para la salud. Fecha de consulta: 20 de octubre del 2019. Disponible en: https://www.who.int/whr/2002/es/

OMS. Organización Mundial de la Salud. (2006). Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. Fecha de consulta: 20 de septiembre de 2019. Disponible en: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_fulll_lowsres.pdf?ua=1

OMS. Organización Mundial de la Salud. (2017). Herramienta de evaluación de riesgos para la salud humana de la OMS: Peligros Químicos. Documento Nº 8 del Proyecto de armonización del IPCS. Fecha de consulta: 20 de septiembre de 2019. Disponible en:: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/255613/9789243548074-spa.pdf;jsessionid=07E6E34400647AF074C86BAB27D60E19?sequence=1

Oliveira, M.V. (2011). *Subproductos de cloración inorgánicos y orgánicos en las aguas de Castilla y León. Estado actual y perspectivas ante la revisión de la Directiva Europea*. Tesis de Doctorado. Facultad de Farmacia; Departamento de Química Analítica Nutrición y Bromatología. Universidad de Salamanca; 197 pp

Panyapinyopol, B., Marhaba, T.F., Kanokkantapong, V., Pavasant, P. (2005). Characterization of precursors to trihalomethanes formation in Bangkok source water. *Journal of Hazardous Materials*. **120**(1-3), 229–36. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.01.009

Pasman, H.J., Rogers, W.J., Mannan, M.S. (2017). Risk assessment: What is it worth? Shall we just do away with it, or can it do a better job?. *Safety Science*. **99**(B), 140-155. doi.org/10.1016/j.ssci.2017.01.011

Plewa, M.J., Richardson, S.D. (2017). Disinfection by-products in drinking water, recycled water and wastewater: Formation, detection, toxicity and health effects: Preface. *Journal of Environmental Sciences.* **58**, 1. doi.org/10.1016/j.jes.2017.07.017

Porcel, J., Delgado, P., Isaac, C., Muñoz, A. (2006). NTP 697: Exposición a contaminantes químicos por vía dérmica. *Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo. Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, Madrid* Fecha de consulta: 19 enero 2019. Disponible en: https://www.insst.es/documents/94886/326775/ntp_697.pdf/b2770527-ab1d-444a-9e66-b9697553cd81

R Core Team. The R Project for Statistical Computing. Fecha de consulta: 13 de marzo de 2019. Disponible en: https://www.R-project.org/

RIPDA-CYTED. Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua - Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. (2003). *Agua potable para comunidades rurales, reúso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas. Consideraciones sobre los Subproductos de la Desinfección*. Capítulo 14. Buenos Aires, Argentina. p. 168-180. Fecha de consulta: 20 de octubre del 2019. Disponible en: http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/ripda/pdfs/Capitulo_14.pdf

Richardson, S.D., Kimura, S.Y. (2017). Emerging environmental contaminants: Challenges facing our next generation and potential engineering solutions. *Environmental Technology and Innovation*. **8,** 40-56. doi.org/10.1016/j.eti.2017.04.002

Richardson, S.D. (2003). Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water. *Trends in Analytical Chemistry*. **22**(10), 666-684. doi.org/10.1016/S0165-9936(03)01003-3

Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., DeMarini, D.M. (2007). Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research. *Mutation Research*, **636**(1–3): 178-242. doi.org/10.1016/j.mrrev.2007.09.001

Richardson, S.D., Postigo, C. (2015). Formation of DBPs: State of the Science. ACS Symposium Series, **1190**(11): 189-214. doi.org/10.1021/bk-2015-1190.ch011

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77799
Vol. 15, No.1, 282-298
6 de abril de 2022

RAIS. Risk Assessment Information System. (SFP). *Toxicity Profiles. RAGs A Format for Chloroform - CAS Number 67663* [Internet]. Fecha de consulta: 28 de septiembre de 2019. Disponible en: https://rais.ornl.gov/tox/profiles/Chloroform_ragsa.html#targetText=The Inhalation Unit Risk is,kg-day)-1.

RAIS. Risk Assessment Information System. (2021). *Toxicity Profiles. Formal Toxicity Summary for CHLOROFORM*. [Internet]. Fecha de consulta: 31 de mayo de 2021. Disponible en: https://rais.ornl.gov/tox/profiles/chlorofo.html

Rodríguez, M.J., Rodríguez, G., Serodes, J., Sadiq, R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia*. **32**(11), 749-756

Sadiq, R., Rodriguez, M.J. (2004). Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: A review. *Science of the Total Environment*. **321**(1-3), 21-46. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.05.001

Sánchez, L.D., Rodríguez, S., Escobar, J.C., Torres. P. (2010). Modelación del cloro residual y subproductos de la desinfección en un sector piloto del sistema de distribución de agua potable de la ciudad de Cali. *Ingeniería y Competitividad*. **12**(1): 127-138.

Sarmiento, A., Rojas, M., Medina, E., Olivet, C., Casanova, J. (2003). Investigación de trihalometanos en agua potable del Estado Carabobo, Venezuela. *Gaceta Sanitaria*. **17**(2), 137-143. doi.org/10.1016/S0213-9111(03)71711-7

Tokmak, B., Capar, G., Dilek, F.B., Yetis, U. (2004). Trihalomethanes and associated potential cancer risks in the water supply in Ankara, Turkey. Environmental Research. **96**(3), 345–352. doi.org/10.1016/j.envres.2003.11.005

U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. (2001a). *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*. Fecha de consulta: 12 de febrero de 2019. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf

U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. (2001b). *Risk Information System Division I. Chloroform (CASRN 67-66-3)* | IRIS | US EPA. Fecha de consulta: 19 enero 2019. Disponible en: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0025_summary.pdf

U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. (2004). *Risk Assessment: Guidance for Superfund Volume I: Human Heatlh Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment) Final*. Fecha de consulta: 20 de septiembre de 2019. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/part_e_final_revision_10-03-07.pdf

U.S. EPA. United States Environmental Protection Agency. (2006). *Exposures and Internal Doses of Trihalomethanes in Humans: Multi-Route Contributions from Drinking Water (Final)*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-06/087. Fecha de consulta: 20 de septiembre de 2019. Disponible en: https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=153303

Uyak, V. (2006). Multi-pathway risk assessment of trihalomethanes exposure in Istanbul drinking water supplies.*Environment International*; **32**(1): 12-21. doi.org/10.1016/j.envint.2005.03.005

Viana, R.B., Cavalcante, R.M., Braga, F.G., Viana, A.B., De Araujo, J.C., Ferreira, R., Silva, A. (2009). Risk assessment of trihalomethanes from tap water in Fortaleza, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment,* **151,** 317–325. doi.org/10.1007/s10661-008-0273-y

Villanueva, C.M., Kogevinas, M., Grimalt, J.O. (2001a). Cloración del agua potable y efectos sobre la salud: Revisión de estudios epidemiológicos. *Medicina Clínica*; **117**(1), 27-35. doi.org/10.1016/S0025-7753(01)72000-3

Villanueva, C.M., Kogevinas, M., Grimalt, J.O. (2001b). Cloración del agua potable en España y cáncer de vejiga. *Gaceta Sanitaria*. **15**(1): 48-53. doi.org/10.1016/S0213-9111(01)71517-8

Zhang, Y., Zhang, N., Niu, Z. (2018). Health risk assessment of trihalomethanes mixtures from daily water-related activities via multi-pathway exposure based on PBPK model. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **163**, 427-435. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.073

Zio, E. (2018). The future of risk assessment. Reliability Engineering and System Safety, **177**, 176-190. https://doi.org/10.1016/j.ress.2018.04.020

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO HIDROGEOQUÍMICA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE POÇOS PROFUNDOS SITUADOS NO MUNICÍPIO DE CAUCAIA – CE E SUAS LIMITAÇÕES DE USOS

* Wesllen Melo da Costa [1]
Ronaldo Ferreira do Nascimento [1]
Fernando José Araújo da Silva [1]

EVALUATION OF THE HYDROGEOCHEMICAL COMPOSITION OF UNDERGROUND WATERS OF DEEP WELLS LOCATED IN THE MUNICIPALITY OF CAUCAIA -CE AND ITS USE LIMITATIONS

Recibido el 12 de diciembre de 2020. Aceptado el 8 de noviembre de 2021

Abstract

The use of underground water resources in northeastern Brazil is an important alternative for meeting multiple uses. However, the quality of this type of water is conditioned to a series of physical-chemical parameters, often providing little information when analyzed in isolation. In this context, this study had as objective to evaluate the hydrogeochemical composition of the water of five deep wells in the Municipality of Caucaia - CE through ionic indexes and reasons aiming to evaluate the limitations of uses of this type of water. The results obtained showed that the samples have high electrical conductivity (2935 to 8350uS/cm) and are classified as very hard water (> 300mg$CaCO_3$ / L). The indexes studied show that the waters have a tendency to corrosion and are classified as chlorinated sodium. In addition, the analyzed samples have a degree of restriction in relation to sodicity classified as high risk (average RAS> 18) and the samples represent a risk of soil salinization ranging from very high (2250uS /cm< EC< 5000uS/cm) and exceptionally high (> 5000uS /cm). Thus, the use of these waters for drinking purposes presupposes a treatment aimed at removing mainly high concentrations of salts and in irrigated agriculture the need for specific management techniques for the use of waters with these characteristics.

Keywords: groundwater, ionic indexes, multiple uses.

[1] Universidade Federal do Ceará, Brasil.
**Autor correspondente:* Universidade Federal do Ceará (UFC), Centro de Tecnologia Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental Campus do Pici – Bloco 713 Cep: 60400-900 Fortaleza – Ceará Brasil. Email: wesllen.melo@ifce.edu.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Resumo

A utilização dos recursos hídricos subterrâneos no Nordeste brasileiro é uma importante alternativa para o atendimento dos usos múltiplos. Entretanto, a qualidade desse tipo de água está condicionada a uma série de parâmetros físico-químicos, muitas vezes fornecendo poucas informações quando analisados isoladamente. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a composição hidrogeoquímica da água de cinco poços profundos no Município de Caucaia – CE através de índices iônicos e de razões visando avaliar as limitações de usos desse tipo de água. Os resultados obtidos demonstraram que as amostras possuem elevada condutividade elétrica (2935 a 8350uS/cm) e são classificadas como águas muito duras (>300mg$CaCO_3$/L). Os índices estudados demonstram que as águas possuem tendência à corrosão sendo classificadas como sódicas cloretadas. Além disso, as amostras analisadas possuem grau de restrição em relação à sodicidade classificado como de alto risco (RASmédio>18) e que o risco de salinização dos solos variando entre muito alto (2250uS/cm<C.E<5000uS/cm) e excepcionalmente alto (>5000uS/cm). Desta forma, a utilização dessas águas para fins potáveis pressupõe um tratamento visando a remoção principalmente das elevadas concentrações de sais e na agricultura irrigada a necessidade de técnicas de manejo específicas para utilização de águas com essas características.

Palavras chave: águas subterrâneas, índices iônicos, usos múltiplos.

Introdução

No Brasil, a qualidade das águas ganhou maior evidência com a sanção da Lei nº 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos. O instrumento destaca a gestão como fundamento, proporcionando uso múltiplo da água, em consonância com objetivos que assegurem "à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos" (Brasil, 1997). O estatuto aponta, portanto, a tutela de direito de terceira geração.

Mesquita *et al.* (2016) comentam que a demanda crescente de água resulta do incremento populacional e, por conseguinte, do crescimento dos setores industrial e agronômico. Tal cenário exige estudos de monitoramento da qualidade e quantidade, sejam superficiais ou de substrato. Esse último tipo manancial tem relevância destacada em razão de sua importância para o abastecimento humano e seus usos diretos.

A qualidade das águas subterrâneas tem estreita relação com os meios por onde elas se infiltram, com o tipo de rocha que elas mantêm interação nos aquíferos, com o tempo de residência no aquífero e com produtos de atividades antropogênicas com os quais as águas subterrâneas mantém contato (Khanoranga *et al.*, 2018).

A influência dos diferentes fatores sobre a qualidade das águas subterrâneas varia no tempo e no espaço (Mikhlafi, *et al.* 2003). Em condições naturais, as águas subterrâneas têm sua qualidade dependente da composição das chuvas (Jalali *et al.*, 2007) e de processos de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

interação com minerais do aquífero (Narany *et al.*, 2014). Também o uso do solo influencia a qualidade das águas subterrâneas, a depender da configuração geológica (Jalali, *et al.*, 2007) que pode favorecer à interação com águas superficiais. Gonçalves e Giampá (2006) destacam que o maior problema enfrentado para a captação de águas subterrâneas advém da falta de conhecimentos básicos sobre as suas formas de ocorrência e circulação, seus aspectos hidrogeológicos, legais, além da falta de controle e de fiscalização das condições de uso e de proteção deste manancial.

De La Mora - Orozco (2017) sugere que, individualmente, um único parâmetro físico-químico não define necessariamente a qualidade de um determinado recurso hídrico. Entretanto, um conjunto de variáveis pode ser representado em um único número que declara o nível de qualidade da água. Nesse esteio, os índices são ferramentas capazes de transformar um conjunto de dados complexos em informações mais entendíveis. Eles podem identificar distúrbios e tendências na qualidade da água em um corpo hídrico em tempo específico (Sreedhar *et al.*, 2017).

Appelo e Postma (2009) apontam que a classificação hidroquímica pode orientar as autoridades gestoras de recursos hídricos, os perfuradores de poços tubulares e outros profissionais, para identificar aquíferos com melhor qualidade de água, além de permitir uma primeira avaliação da relação entre a mineralogia e a composição da água subterrânea de determinado aquífero. Além disso, tais informações podem subsidiar a escolha de alternativas tecnológicas adequadas à realidade das zonas rurais visando dotar essas comunidades de capacidade produtiva é de suma importância para melhorar as condições de vida das pessoas que vivem em regiões com escassez hídrica.

Nesse contexto, o presente estudo trata de avaliar a composição iônica de águas subterrâneas de poços profundos no Município de Caucaia – CE através de índices iônicos visando subsidiar a escolha dos seus potenciais usos.

Metodologia

Descrição do Local de Amostragem

O presente estudo foi desenvolvido utilizando dados de qualidade físico-química da água de cinco (5) poços profundos situados em localidades (Figura 1) na zona rural do Município de Caucaia – CE (Caraussanga, Porteira, Lameirão, Boqueirãozinho e Angico). As informações referente as coordenadas geográficas, vazão, profundidade, nível estático (NE) e nível dinâmico (ND) dos poços estão na Tabela 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Os poços do estudo estavam localizados no Município de Caucaia, Ceará. A extensão territorial de Caucaia é de 1.227.9 km², com uma população estimada de 325.441habitantes (IBGE, 2019). A classificação de Köppen aponta para um clima Aw (tropical com estação seca no inverno). Segundo IPCE (2017) a temperatura média em Caucaia oscila entre 26 a 28°C. A pluviosidade na região estudada durante o período de estudo foi de 445mm.

A área estudada é caracterizada geologicamente pela ocorrência de terrenos cristalinos pré-cambrianos, denominados Complexo Gnaíssico-Migmatíticos, e coberturas sedimentares cenozóicas, representadas pela Formação Barreiras, Coberturas Colúvio-Eluviais, Paleodunas, Dunas Móveis, Depósitos Flúvio-Aluvionares e Mangues (Brandão, 1995). Na região as águas subterrâneas ocorrem em duas províncias hidrogeológias: nos terrrenos cristalinos e nos terrenos sedimentares litorâneos. No domínio dos terrenos cristalinos, o contexto hidrogeológico está intimamente associado aos fendilhamentos, pois suas rochas possuem uma porosidade primária quase nula, conferindo-lhes uma permeabilidade extremamente baixa (Aguiar et al. 2000). Mesquita et al. (2016) comentam que nesse tipo de aqüífero, a água, em função da falta de circulação e dos efeitos do clima semiárido, é normalmente salinizada.

Tabela 1. Relação de poços profundos do Município de Caucaia-CE.

Poço	Localidade	Lat./Long.	Vazão (l/h)	Prof. (m)	NE(m)	ND (m)
P1	Caraussanga	9575374 - 533047	2200	80	2.2	65.4
P2	Porteira	9586943 - 526441	3500	80	6.5	55
P3	Lameirão	9584028 - 533480	12000	90	4.4	35.8
P4	Boqueirãozinho	9588487 - 525907	3650	80	1.6	51
P5	Angico	9591376 - 512704	2700	60	4.5	42

NE e ND – nível estático e nível dinâmico, respectivamente.
Fonte: Governo Estado do Ceará (2019).

As amostras de água dos poços foram coletadas e analisadas em dezembro de 2019. A coleta utilizando frascos de 5 litros de volume, armazenamento e preservação das amostras seguiram os procedimentos descritos por Nielsen e Nielsen (2007). Os ensaios laboratoriais foram realizados no Laboratório de Processos Avançados Oxidativos – LabPoa da Universidade Federal do Ceará segundo as recomendações de Eaton *et al.* (2005). Os parâmetros físico-químicos avaliados bem como os métodos analíticos e as referências bibliográficas estão apresentados na Tabela 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Tabela 2. Relação dos arâmetros físico-químicos avaliados nas amostras dos poços profundos do Município de Caucaia-CE.

Parâmetro	Método Analítico	Referência
Potencial hidrogeniônico (pH)	Sonda multiparamétrica EC-400 da Extech	APHA, 2005
Condutividade elétrica (C.E.)	Sonda multiparamétrica EC-400 da Extech	APHA, 2005
Temperatura (ºC)	Sonda multiparamétrica EC-400 da Extech	APHA, 2005
Sódio (Na^+, mg/L)	Fotometria de chama	APHA, 2005
Potássio (K^+, mg/L)	Fotometria de chama	APHA, 2005
Cálcio (Ca^{2+}, mg/L),	Titulometria de complexação	APHA, 2005
Magnésio (Mg^{2+} mg/L)	Titulometria de complexação	APHA, 2005
Cloreto (Cl^-, mg/L)	Titulometria de complexação	APHA, 2005
Carbonato (CO_3^{2-} mg/L),	Titulometria	APHA, 2005
Bicarbonato (HCO_3^{2-} mg/L),	Titulometria	APHA, 2005
Hidróxido (mg OH^-/L)	Titulometria	APHA, 2005
Nitrato (mg N-NO_3^-/L)	Espectrofotometría	APHA, 2005
Nitrito (mg N-NO_2^-/L)	Espectrofotometría	APHA, 2005
Sulfato (SO_4^{2-} mg/L)	Turbidimetria	APHA, 2005
Ferro (mg Fe^{2+}/L)	Espectrofotometria	APHA, 2005
Fosfatos (mg PO_4^{2-}/L)	Espectrofotometria	APHA, 2005

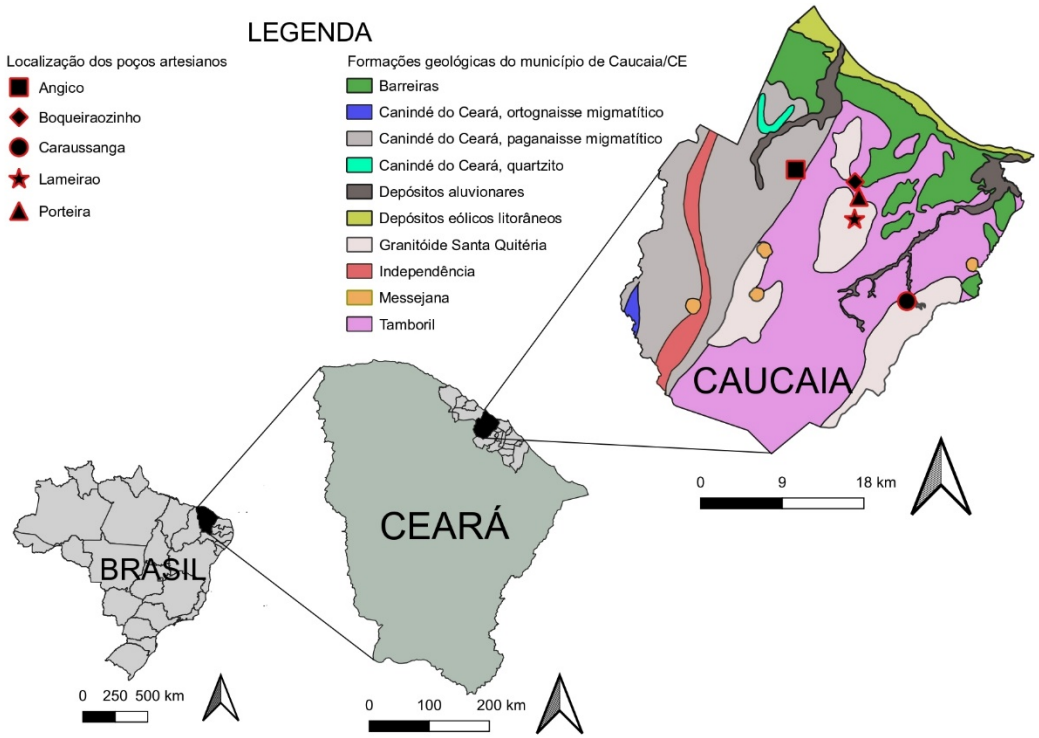


Figura 1. Localização da área estudada e dos pontos amostrados no Município de Caucaia – CE

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Tratamento dos Dados

Baseado nos resultados das análises físico-químicas foi realizada a avaliação das águas dos poços utilizando os seguintes índices (Tabela 3): Saturação de Langelier (ISL), Riznar (IRZ), Larson-Skold (ILS), Puckorious (IPK), Agressividade (IA), Razão de Adsorção de Sódio (RAS), Residual de Carbonato de Sódio (RSC), % de sódio (%Na^+) e Permeabilidade (IP).

Tabela 3. Equações utilizadas para o cálculo dos índices

Índice	Equação	Valor do Índice	Indicação
Índice de Saturação de Langelier	LSI = pH – pHs pHs = (9.3 + A + B) - (C + D) A = (Log_{10} [STD] – 1) /10 B= -13.12× Log_{10}(T (°C) + 273) + 34.55 C = Log10 [Ca^{+2} como $CaCO_3$] – 0.4 D = Log10 [Alcalinidade como $CaCO_3$]	LSI > 0 LSI = 0 LSI < 0	Água tem uma condição de supersaturação e uma tendência a precipitar $CaCO_3$ Água está numa condição de saturação e não apresenta tendência de precipitar ou dissolver $CaCO_3$ Água possui uma tendência à corrosão
Índice de Estabilidade de Ryznar	RSI = 2 x pHe – pH	RSI < 6.0 6.0 ≤ RSI < 7.0 RSI > 7.0	Água tem uma tendência de precipitar CaCO3 Água está numa condição de saturação e não apresenta tendência de precipitar ou dissolver $CaCO_3$ Água possui uma tendência à corrosão
Índice de Incrustação de Puckorious	PSI = 2 x (pHeq) – pH pHeq = 1.465 x log10(Alcalinidade Total como CaCO3) + 4.54	PSI < 4.5 4.5 < PSI < 6.5 PSI > 6.5	Tendência à Incrustação Faixa ideal com baixa tendência à incrustação ou corrosão Tendência à Corrosão
Indice de Larson – Skold (LSK)	LSK= [(Cl^-)+(SO_4^{2-})] / [(HCO_3^{2-})+(CO_3^{2-})] Contentrações em miliequivalentes/L	LSK < 0.8 0.8 < LSK < 1.2 LSK > 1.2	Taxa de Corrosão baixa ou desprezível Taxa de corrosão significativa Taxa de corrosão muito elevada
Índice de Agressividade	IA = pH + log10 [(Alcalinidade Total $CaCO_3$) x (Dureza de Cálcio em $CaCO_3$)]	IA > 12 10 < IA < 12 IA < 10	Água pouco ou não agressiva (corrosividade baixa ou desprezível) Água moderadamente agressiva Água Agressiva (muito corrosiva)

A partir dos resultados das análises físico-químicas foram elaborados diagramas utilizando add-in do Excel Diagrammes, desenvolvido pelo Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon. Ele é frequentemente utilizado para a classificação e comparação de distintos grupos de águas quanto aos íons dominantes. Baseado nos resultados verificaram-se os potenciais usos e limitações das águas dos poços.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Resultados

Caracterização físico-química das amostras dos poços

O balanço iônico (BI) das águas analisadas é avaliado através do erro prático que segundo Eaton (2005) é o cálculo do erro das análises sendo utilizado para confirmar a consistência dos resultados das análises laboratoriais. Para o presente estudo, o erro prático foi menor que 10%, com valores de: Caraussanga – P_1 (2.5%), Porteira – P_2 (5.8%), Lameirão – P_3 (4.6%), Boqueirãozinho – P_4 (5.1%), Angico - P_5 (6.6%). Schoeller (1962) e Weight (2000) admitem ideal o erro do balanço iônico inferior a 5%. Entretanto, valores abaixo de 10% são apontados como aceitáveis para que a análise possa ser considerada analiticamente correta (Feitosa e Manoel Filho, 2000). Os resultados médios dos parâmetros físico-químicos das amostras dos poços profundos estão dispostos na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados Médios dos parâmetros físico-químicos analisados nas águas dos poços 2019.

Parâmetro	Unidade	P_1	P_2	P_3	P_4	P_5
pH	-	7.31	7.31	7.25	6.98	7.66
Temperatura	(°C)	28	31	32	29	31
Cor	uH	15	14	13	15	4
Turbidez	uT	1.5	0.2	0.2	0.2	0.2
STD	(mg/L)	2370	2876	4359	1532	2981
Condutividade	(µS/cm)	4540	5510	8350	2935	5710
Bicarbonato	(HCO_3^- mg/L)	70.7	40	100	36	73.3
Dureza Total	(mg $CaCO_3$/L)	337.6	546.6	770.9	276.6	546.6
Cálcio	(Ca^{2+} mg/L)	112.22	171.01	173.7	83.7	171.9
Magnésio	(Mg^{2+} mg/L)	3.8	8	22.5	4.5	7.8
Sódio	(Na^+ mg/L)	800.7	1008	1656.5	538	1141
Potássio	(K^+ mg/L)	3.3	14	10.5	5.9	19
Ferro	(Fe^{2+} mg/L)	0.25	< 0.01	0.3	< 0,01	0.32
Nitrito	(mg N-NO_2^-/L)	0.06	0.13	0.02	0.06	0.04
Nitrato	(mg N-NO_3^-/L)	1.9	3.5	0.6	0.5	0.4
Fluoreto	(mg F^-/L)	6.5	5.2	8.6	5.3	5.4
Sulfato	(mg SO_4^{2-} /L)	91.9	115.2	29.9	36.9	11.9
Cloreto	(mg Cl^-/L)	1234.6	1554.5	2554.2	829.7	1759.5
Fosfato	(mg PO_4^{3-}/L)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.98	< 0.01

Os diagramas de Gibbs (Figuras 2 e 3) mostram que entre os processos que explicam a qualidade dessas águas subterrâneas predomina a evaporação/cristalização. Águas em domínio de evaporação e cristalização tendem a apresentar elevada concentração salina devido aos sólidos totais dissolvidos, resultado da concentração dos íons presentes nas águas associados à evaporação e da cristalização de novos sais (Wen *et al.*, 2005). Mesquita *et al.* (2016) comentam que na evaporação, a salinidade, expressa como Sólidos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Totais Dissolvidos (STD mg/L), aumenta mantendo a relação com os cloretos mais solúveis. A condição de STD acima de 1000 mg/L favorece a cristalização de carbonatos, aumentando as razões rCl/(rCl + $rHCO_3$) e rNa/(rNa+ rCa).

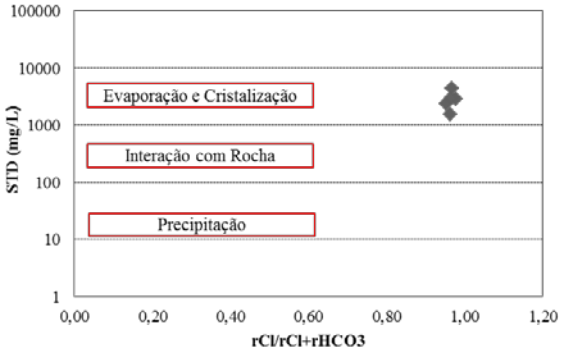


Figura 2. Diagrama de Gibbs

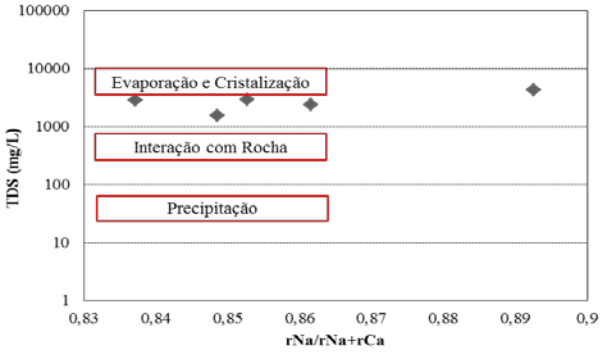


Figura 3. Diagrama de Gibbs

De acordo com o diagrama de Piper (Figura 4), o conteúdo iônico das águas dos poços indica uma predominância das Sódicas – Cloretadas. Em relação aos cátions há uma dominância nas águas de Na^+ e Ca^{2+} enquanto que Cl^- é o ânion predominante. Pode-se constatar que todas as amostras possuem elevado grau de salinidade. A ordem de concentração dos cátions e dos ânions é a seguinte: $rNa^+ > rCa^{2+} > rMg^{2+} > rK^+$ e $rCl^- > > rHCO_3^{2-} > SO_4^{2-}$. O diagrama de Chadha é utilizado para estudar os vários processos hidroquímicos, como troca de cátions base, mistura de águas naturais, sulfatos em águas salinas e outros processos hidroquímicos relacionados às águas subterrâneas (Chadha, 1999). Na Figura 5, as regiões numeradas indicam alguns parâmetros hidroquímicos das águas subterrâneas. As águas dos cinco poços foram classificadas na região 7 do gráfico indicando um tipo de água com problemas para usos domestico e irrigação devido ao excesso de metais alcalinos (Na^+ e K^+) em relação aos alcalinos terrosos (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e dos ânions fortemente ácidos (Cl^- e SO_4^{2-}) sobre os ânions (HCO_3^{2-} e CO_3^{2-}) causando problemas de salinização dos solos que venham a receber água com tais características (Chadha, 1999).

Os valores encontrados para os índices da tabela 5 sugerem que baseado no ISL, 4 poços apresentam uma corrosão considerada de baixa intensidade (ISL<0) estando subsaturadas com carbonato de cálcio e o poço (P_5) com equilíbrio e tendência à precipitação (0<LSI<0.5). Ressalte-se que a corrosividade das águas subterrâneas analisadas (LSK>1.2) provavelmente é devido às elevadas concentrações do íon cloreto. Abreu *et al.* (2019) comentam que os cloretos induzem a um alto nível de corrosão por ser um íon de diâmetro bastante pequeno, podendo penetrar na estrutura intergranular metálica. Este tipo de ataque resulta, frequentemente, em corrosão do

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

tipo localizada. Ressalte-se que essas informações são extremamente relevantes sob a ótica de manutenção de bombas submersas e tubulações dos poços profundos que podem necessitar de serviços de manutenção preventivos visando uma maior vida útil dos equipamentos supracitados. O índice de Riznar (IRZ) sugere que a água de quatro dos poços apresenta características corrosivas (6.8<IRZ<8.5). Isto é corroborado pelos índices de Puckorious (IPK) que também sugere águas com tendência à corrosão (IPK > 6.5) e pelo índice de agressividade (IA) que ficou entre 10 e 12. Os resultados dos índices de cloro alcalino (CAI_1 e CAI_2) foram negativos para os cinco poços avaliados indicando a predominância da troca iônica entre Ca^{2+}/Mg^{2+} presentes na água subterrânea e Na^{+}/K^{+} da litologia onde os aquíferos estão localizados.

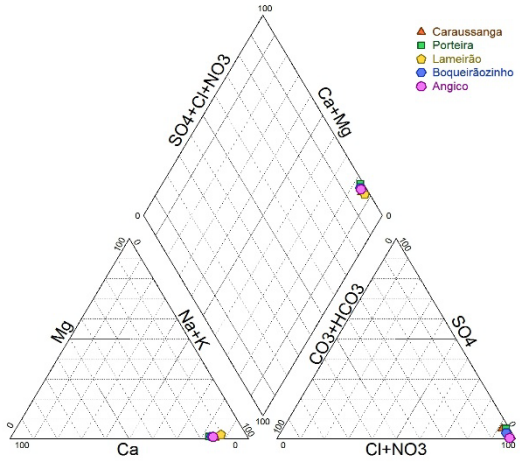


Figura 4. Diagrama de Piper

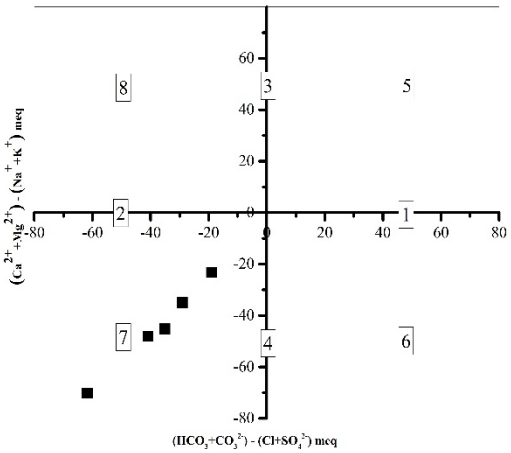


Figura 5. Diagrama de Chadha

Tabela 5. Índices de estabilidade da água dos poços profundos

Poço	ISL	LSK	IRZ	IPK	IA	CAI_1	CAI_2
P_1	-0.36	31.7	6.9	7.2	11.6	-0.0026	-0.0243
P_2	-0.38	66.8	6.9	6.5	11.5	-0.0083	-0.1061
P_3	-0.03	44.3	7.2	7.7	11.9	-0.0033	-0.0764
P_4	-1.07	40.9	5.9	6.7	10.9	-0.0066	-0.0921
P_5	0.24	41.4	7.9	6.9	12.1	-0.0099	-0.2386

As mostras analisadas indicam um elevado grau de restrição para a agricultura irrigada (Figura 6) representando um risco de salinidade variando entre alto (2250<CE<5000) e excepcionalmente alto (5000<CE<10000) e a razão de adsorção de sódio (RAS) das águas dos poços foi classificada como muito forte estando associado ao risco de salinização do solo. Além disso, águas com altas

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

porcentagens de sódio ou altos valores de RAS tendem a danificar o solo, afetando sua estrutura, diminuindo sua permeabilidade e, consequentemente, a infiltração de água, prejudicando, assim, o crescimento e a produtividade de culturas (Reddy, 2013; Salifu *et al.*, 2013).

Os resultados dos índices referentes à irrigação (Tabela 6) indicam que o percentual de sódio dessas águas são de péssima qualidade (%Na > 80). Khan *et al.* (2013) comentam que o excesso de sódio em águas afetam o solo devido a sua capacidade de realizar trocas iônicas com íons já presentes no solo, provocando alterações na sua estrutura, diminuição da infiltração de água e ar, além de ser prejudicial a plantas.

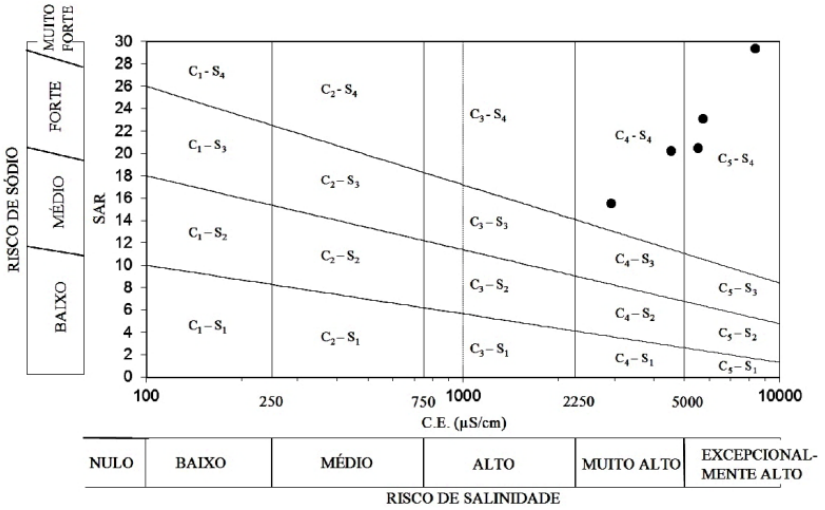


Figura 6. Diagrama USLL para as águas dos cinco poços profundos.

Sobre o índice de permeabilidade, todos os poços possuem águas classificadas como boa (IP>75%) para irrigação. Por fim, o residual de carbonato de sódio foi inferior a 1,25 indicando que as águas são consideradas aceitáveis do ponto de vista de precipitação dos sais de carbonato ($CaCO_3$ ou $MgCO_3$) e da consequente alcalinização do solo (Alencar, 2019). Quando há um excesso de íons carbonato e/ou bicarbonato ocorre um aumento na concentração de sódio (aumento da RAS) e do pH do solo, causando a redução da infiltração de água no solo, além de dificultar o aporte de nutrientes por parte de cultivos no solo presentes (Reddy, 2013).

Contudo, os resultados conseguidos pelas instituições de pesquisa de países como Emirados Árabes, Paquistão, Índia, Austrália, Holanda, Siri Lanka e até mesmo os Estados Unidos demonstram que o sucesso no uso de água salina, na irrigação, depende de um planejamento cuidadoso, práticas de manejo mais complexas, e procedimentos de controle mais rigorosos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

quando comparados ao uso de águas consideradas apropriadas para tal fim (Porto *et al.* 2019). Por fim observa-se que as amostras apresentaram valores de STD superiores a 1000mg/L, teores de cloreto superiores a 250 mg/L e de sódio acima de 200 mg/L. Portanto, com relação aos íons maiores a água bruta desses poços são inadequadas ao consumo humano devido aos elevados teores de sais, necessitando de tecnologias de tratamento visando sua potabilização.

Tabela 6. Índices de Qualidade da Água para Irrigação

Poço	RAS	RCS	%Na+	IP%
P_1	28.6	-4.2	85.5	88.7
P_2	28.9	-8.2	82.8	84.5
P_3	44.4	-8.1	87.3	89.2
P_4	21.9	-3.7	83.8	87.1
P_5	32.7	-7.4	84.5	86.6

Considerações finais

As amostras possuem um elevado teor de sais e tendência à corrosão. Portanto, sua potabilização pressupõe o uso de tecnologias de dessalinização. Já os índices para fins agrícolas sugerem que seu uso representa um elevado risco de salinização. Na região em que os poços estão situados não há outra alternativa hídrica, fazendo com que o uso dessas águas subterrâneas esteja condicionado à utilização de técnicas de manejo específicas para águas salobras.

Referências bibliográficas

Abreu, R. S. de A., Oliveira, R. T., Guimarães, R. F., Parente, R. F., Valente, M. M., Freitas, F. N. C. (2019) Corrosão em tubulações de aço carbono pertencentes ao sistema STU-85 da Base Operacional Geólogo Pedro de Moura (BOGPM) - PETROBRAS / URUCU-AM: estudo de caso. Matéria (Rio de Janeiro), **24(**1), 12292. https://doi.org/10.1590/s1517-707620190001.0629

Aguiar, R. B., Santiago, M.M.F., Mendes Filho, J., Frischkorn, H. (2000) A origem dos sais nas águas subterrâneas dos aquíferos costeiros no município de Caucaia-Ceará. *Joint World Congress on Groundwater*, **1**. 1-14.

Alencar, F. K. M., (2019) *Qualidade de Águas Subterrâneas em Área do Sertão Central do Ceará com base em índices iônicos.* Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental. Fortaleza.

Appelo, C.A.J., Postma, D. (2009) *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2.ed. 4th corrected reprint. Amsterdam: A.A. Balkema Publisher.

Brandão, R.L. (1995) Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR: Mapa Geológico da Região Metropolitana. Texto Explicativo: CPRM, 34 pp.

Brasil (1997) *Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos*, Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos, 72 pp.

Chadha, D. K. (1999) A proposed new diagram for geochemical classification of natural water and interpretation of chemical data. *Hydrogeol J* **7**:431–439.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/ 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830
Vol. 15, No.1, 299-310
6 de abril de 2020

Cordeiro, G. G. (2001) *Qualidade de água para fins de irrigação (Conceitos básicos e práticas*) Petrolina, PE: Embrapa Semi-Árido.

De La Mora-Orozco, C., Flores-Lopez, H., Rubio-Arias, H., Chavezduran, A., Ochoa-Rivero, J. (2017) Developing a Water Quality Index (WQI) for na Irrigation Dam. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **14**(5), 439-440.

De Mesquita, B. A., Frischkorn, H., Silva, C. M. S. V., Filho, J. M., Santiago, M. M. S. (2016) Qualidade de águas subterrâneas nas dunas e cristalino em Caucaia – CE. *XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas* - ABAS, São Paulo.

Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. B. (eds.) (2005) *Standard methods for examination of water and wastewater,* 21th ed., Washington: American Public Health Association.

Feitosa, F.A.C., Filho, J.M. (2000) *Hidrogeologia. Conceitos e Aplicações.* Fortaleza: CPRM (Serviço Geológico do Brasil) e LABHID (Laboratório de Hidrogeologia da UFPE), 391 pp.

Gonçalves, V.G., Giampá, C.E.Q. (Ed.) (2006) *Águas subterrâneas e poços tubulares profundos.* São Paulo: Signus Editora.

Jalali, M. (2007) Salinization of groundwater in arid and semi-arid zones: an example from Tajarak, western Iran. *Environmental Geology*, **52**(6**)**, 1133-1149.

Khan, T. A., Adil, A. M. (2013) Synthesis of parameters used to check the suitability of water for irrigation purposes. *International journal of environmental sciences*, **3**(6). 2031-2038.

Khanoranga., Khalid, S. (2018) Assessment of groundwater quality for irrigation and drinking purposes around brick kilns in three districts of Balochistan Province, Pakistan, through water quality index and multivariate statistical approaches. *Journal of geochemical exploration*, **97**, 14 -26

Narany, T. S., Ramili, M. F, Aris, A. Z., Sulaiman W. N. A, Juahi, H., Fakharian, K. (2014) Identification of the Hydrogeochemical Processes in Groundwater Using Integrated Geochemical Methods and Geostatistical Techniques, in Amol-Babol Plain, Iran. *The Scientific World Journal*, **2014**, Article ID 419058, 15 pp.

Nielsen, D.M., Nielsen, G.L. (2007) *The essential handbook of ground-water sampling.* CRC Press, Boca Raton, FL, 309 pp.

Porto, E. R., Hermes, L. C; Ferreira, R. S., Veiga, H. P., Saia, A. (2019) *Agricultura Biossalina: Desafios e Alternativas para o uso de Águas Salobras e Salinas no Semiárido Brasileiro.* p. 39. Embrapa Meio Ambiente.

Reedy, K. S. K. (2013)Assessment of groundwater quality for irrigation of Bhaskar Rao Kunta watershed, Nalgonda District, India. *International journal of water resources and environmental engineering*, **5**, 418-425.

Salifu, M., Yidana, S. M., Osae, S., Armah, Y. S. (2013) The influence of the unsaturated zone on the high fluoride contents in groundwater in the Middle Voltaian Aquifers—the Gushegu District, Northern Region of Ghana. *J Hydrogeol Hydrol Eng.,* **2**(2). https://doi.org/10.4172/2325-9647.1000107

Sreedhar, Y., Nagaraju, A. (2017) Groundwater quality around Tummalapalle área, Cuddapah District, Andhra Pradesh, India. *Applied water science*, **7**, 4077-4089.

Schoeller, H. (1962) Les *Eaux Souterraines. Hydrologie dynamique et chimique. Recherche, exploitation et Évaluation des Ressources*. Paris: Masson & Cie, Éditeurs, 642 pp.

Weight, W.D., Sonderegger, J.L. (2000) *Manual of applied field Hydrogeology*. New York: McGraw-Hill, 608 pp.

Wen, X., Wu, Y.; Su, J., Zhang, Y., Liu, F. (2005) Hydrochemical characteristics and salinity of groundwater in the Ejina Basin, Northwestern China. *Environmental geology*, **48**, 665-675.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

METHANE PRODUCTION IN THE CO-DIGESTION OF LANDFILL LEACHATE WITH DOMESTIC SEWAGE AND THE METHANOGENIC ACTIVITY OF FULL-SCALE UASB REACTORS

Jéssica Aline Menezes Lima [1]
Edinéia Lazarotto Formagini [2]
Pedro Branco de Oliveira [1]
* Fernando J. Correa Magalhães Filho [1,3,4]

Recibido el 22 de diciembre de 2020. Aceptado el 31 de enero de 2022

Abstract

The study aimed to individually assess the specific methanogenic activity of the sludge of 10 UASB reactors from a full-scale domestic sewage treatment plant (STP) and the sludge behavior under conditions of anaerobic co-digestion of leachate with domestic sewage in dilutions (v/v) of 0.1%, 1.0%, 2.5%, 5.0%, 10.0%, 25.0%, 50.0%, 75.0% and 100%. In order to compare the influence of the activity on co-digestion sludge, a parallel test was performed with sludge coming from the treatment of swine wastewater under the same conditions as the test with STP sludge. Specific methanogenic activity results showed the difference between STP sludge conversion capacities at each reactor, as well as preponderant conversion routes, which can have several origins within the mesh of factors that affect the units. Co-digestion analyses pointed out a better adaptation of piggery sludge to higher organic loads, such as the viability of up to 50% of leachate in relation to treated sewage volume, while the STP sludge showed a more delayed response in methane production. The best co-digestion condition was 10% leachate. The study highlights the possibility of increased leachate fractions in the co-digestion with domestic sewage with methane production potential, with incorporation of sludge from agro-industrial wastewater treatment.

Keywords: agro-industrial sludge, SMA, co-treatment, wastewater, biogas.

[1] Department of Sanitary and Environmental Engineering, Agrosantech - Agrotec hnology-Oriented Sustainable Sanitation Research Group, Dom Bosco Catholic University, Brazil.
[2] Research Institute of Water and Environmental Engineering (IIAMA), Universitat Politècnica de València, Spain.
[3] Masters and Doctoral Program of Environmental Sciences and Agricultural Sustainability, Dom Bosco Catholic University, Brazil.
[4] Masters and Doctoral Program of Local Development, Dom Bosco Catholic University, Brazil.
* *Correspondence Author:* Department of Sanitary and Environmental Engineering, Agrosantech - Agrotec hnology-Oriented Sustainable Sanitation Research Group, Dom Bosco Catholic University. Av. Tamandaré, 6000 - Jardim Seminario. Campo Grande - MS, Brasil, 79117-900. Email: fernando@ucdb.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Introduction

Current sanitation models opt to manage the treatment and disposition of solid waste and domestic sewage by centralized processes (Chernicharo *et al.*, 2015; Stazi and Tomei, 2018). This has happened in conjunction with the spatial "peripherization" of these units, which are normally close to one another. On the other hand, it provides a combined treatment of effluents generated by domestic sewage in landfills (De Albuquerque *et al.*, 2018; Felipe *et al.*, 2018; Nascentes *et al.*, 2015). In Brazil, the use of Sewage Treatment Plants (STPs) by anaerobic processes has grown significantly and has currently been one of the most used biological processes (Chernicharo *et al.*, 2015; Stazi and Tomei, 2018), especially after the emergence of upflow anaerobic reactors known as UASB (Chernicharo, 2007; Van Haandel and Lettinga, 1994). This is because this process shows several advantages, such as low sludge production, low energy consumption, biogas production and lower area requirement, especially when compared with stabilization ponds.

The combined treatment of domestic sewage with landfill leachate is an interesting alternative to minimize the harmful effects of leachate on the environment and to enable the use of technologies in pollution control (Costa *et al.*, 2019; Nascentes *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2015), especially in developing countries with low access to services of sewage collection and treatment, and to adequate disposal of solid waste. However, according with Çeçen and Çakiroğlu (2001), some economic aspects should be considered, such as the viability of leachate transport to STP; the plant capacity to assimilate this effluent; the compatibility of the process with characteristics of this material, given that landfill leachate has high organic load, heavy metals and ammoniacal nitrogen, factors which can inhibit the sludge present in the treatment, diminishing the STPs' treatment capacity (Mojiri *et al.*, 2012; Renou *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2015). For these reasons, there is a great concern in regard to the complexity involving the adoption of biological treatment for landfill leachate, since its physical and chemical characteristics can compromise the metabolism of microorganisms (Mojiri *et al.*, 2012; Neczaj *et al.*, 2007; Renou *et al.*, 2008; Stazi and Tomei, 2018). The adoption of systems of co-digestion of the leachate coming from landfill and domestic sewage should be adjusted according to their characteristics, since the increment of leachate provides an increase of organic load and other substances that can be harmful to the treatment process. Thus, studies are needed to find fractions to be co-digested under optimum conditions of dilution and concentration for both effluents (Chernicharo *et al.*, 2015; Esposito *et al.*, 2012; Kawai *et al.*, 2012).

Studies of anaerobic co-digestion present satisfactory results as to the efficiency of biogas treatment and recovery with ratios of 1:9 of leachate in relation to domestic sewage volume. (Brennan *et al.*, 2017; Neczaj *et al.*, 2007). However, these values are variable in relation to leachate age, for older leachates tend to have higher concentrations of ammoniacal nitrogen and reduced organic matter (COD), which reduces the C/N ratio. As a consequence of these variations, Çeçen and Çakiroğlu (2001) establish that the leachate ratio in relation to domestic sewage cannot be higher than 20% when substrate volume is used as a basis for co-treatment, and that the COD concentration in the leachate do not surpass 50% of

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

total COD applied to the treatment system. Nonetheless, it is important to highlight that there is a need for full-scale evaluations, because in including matters of the operationality of STPs, of seasonality and hydrodynamics, variations can be observed in the process and influence negatively on biogas production, or worsen the quality of the final effluent (Bakonyi *et al.*, 2019; Çeçen and Çakiroğlu, 2001; Hagos *et al.*, 2017).

As a response to these variations, the sludge present in treatment systems shows oscillations, which are reflected in the treatment conditions, and in the biological assimilation and bioavailability of the different effluents being treated, since the leachates commonly show a significant amount of recalcitrant compounds and inert fractions, which makes the microbial action difficult. (Bakonyi *et al.*, 2019; Nielfa *et al.*, 2014) The introduction of new sludge or its acclimatization are alternatives to attenuate these discrepancies around the behavior of the own sludge under anaerobic digestion processes (Khilyas *et al.*, 2017; Rodriguez-verde *et al.*, 2014).

In this way, the aim of the study was to evaluate (i) the methanogenic activity of the UASB reactors of a full-scale STP, as well as the (ii) methane production potential under conditions of anaerobic co-digestion of domestic sewage with landfill leachate and the (iii) introduction of piggery sludge (agro-industry) into the process.

Materials and methods

Full-scale UASB reactors

The STP operates with a flow rate of 76204 $m^3.d^{-1}$, possesses conventional preliminary treatment, screening followed by grit chamber and has 10 anaerobic reactors as biological treatment. Each reactor possesses dimensions of 6x4x4m of length, width and height, respectively. In addition to domestic sewage, the STP receives (in semi-continuous flow) the leachate from a landfill that has been in operation for 4 years, including the leachate of a dump in the process of being deactivated, which has operated for 30 years. Leachate in relation to affluent flow is approximately 1%. Sludge samples were collected in each reactor separately and collection point maximum height was 2 meters.

Specific methanogenic activity (SMA)

The specific methanogenic activity was evaluated, by means of batch tests, of the sludge present in 10 UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactors, which are part of a full-scale domestic Sewage Treatment Plant (STP).

Domestic sewage, acetate synthetic solution and glucose synthetic solution were used as substrate. The sewage was collected in the own STP and its characteristics are described in Table 1. The synthetic solutions were prepared using sodium acetate and glucose, with an

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

equal concentration of 1 gCOD.L^{-1}, both with micro- and macronutrient solutions, following the protocol described by Leitão *et al.* (2009). Sodium bicarbonate was used as buffer (1.0 gCOD.g^{-1}) in the glucose synthetic solution.

Table 1. Physical and chemical characterization of leachate and domestic sewage.

Parameters	Sewage	Leachate
COD (mg.L^{-1})	506.67 ± 130.64	4693.33 ± 349.32
Alkalinity (mgCaCO3.L^{-1})	28.00 ± 11.31	425.00 ± 190.91
Total acidity (mgCaCO3.L^{-1})	30.00 ± 8.48	96.00 ± 130.10
TKN (mg.L^{-1})	37.82 ± 11.44	193.59 ± 39.83
Ammoniacal Nitrogen (mg.L^{-1})	14.18 ± 1.99	81.15 ± 1.74
Phosphorus (mg.L^{-1})	20.10 ± 6.61	30.94 ± 16.73

** ± standard deviation*.

Experiments were carried out by following protocols suggested by Angelidaki *et al.* (2009) using 500 mL capacity glass flasks, with 80% of the usable volume of each flask being filled, and in triplicate. In all conditions, a 1:1 ratio of organic load of substrate (gCOD) and sludge (gTVS) was maintained. After filled and sealed, the flasks were maintained at a temperature of 30º±2 ºC. Methane production was quantified daily using the liquid displacement method described in Aquino *et al.* (2007).

Methane production potential by the co-digestion of domestic sewage with landfill leachate

In order to evaluate the biodegradability of domestic sewage in the co-digestion with landfill leachate, as well the performance of the sludge against different conditions (tested dilutions), batch experiments were carried out by following protocols suggested by Angelidaki *et al.* (2009). The domestic sewage, as well as the leachate used were collected in the STP evaluated in the previous test. After collection, we carried out analyses of COD (Chemical Oxygen Demand) and the series of suspended solids (total, fixed and volatile), alkalinity, sulfide, pH, phosphorus and ammoniacal nitrogen for characterization (Table 1), following the protocol described in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

For this experiment, two distinct and separate biomasses were used so as to compare the influence of sludge on co-digestion. This first, stemming from the previously cited STP, was made using a blend of sludge collected in reactors with the best methanogenic activity results by using domestic sewage. The second sludge came from a swine wastewater biodigester (agro-industry). Analyses of solids were carried out to characterize the biomasses (Table 2) by following the protocol described in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Table 2. Characterization of the sludge from a STP treating domestic sewage (STP sludge) and of sludge coming from swine wastewater biodigester (piggery sludge).

Parameters	STP Sludge	Piggery sludge (agro-industry)
TSS ($g.L^{-1}$)	44.96 ± 36.85	46.61 ± 1.94
VSS ($g.L^{-1}$)	28.96 ± 31.84	23.99 ± 9.00
FSS ($g.L^{-1}$)	16.00 ± 4.96	22.62 ± 11.12

TSS: total suspended solids; VSS: volatile suspended solids; FSS: fixed suspended solids.

Experiments were carried out in two steps. The first comprised dilutions of 0.1%, 1.0%, 2.5%, 5.0% and 10.0% of leachate in relation to domestic sewage, which were established in relation to the volume used. In this step, tests were carried out with the STP sludge only.

In the second step, dilutions of 5.0%, 10.0%, 25.0%, 50.0% and 75.0% of leachate in relation to domestic sewage were tested, as well as 100% leachate and 100% domestic sewage as standards. All dilutions were tested using biomasses coming from the STP's domestic sewage (STP sludge) and from the swine wastewater biodigester (piggery sludge originating from agro-industry) in parallel.

All conditions (dilutions) were evaluated in triplicate, where the 1:1 ratio was maintained for the organic loads of substrate (gCOD) and sludge (gTVS). Glass flasks with 300 and 500 mL capacity were used, which were filled by 80% of their usable volume. After filled and sealed, the flasks remained at ambient temperature (32±4ºC) and they were manually shaken twice a day. Methane production was quantified daily using the liquid displacement method described in Aquino *et al.* (2007).

Results and discussion

Specific Methanogenic Activity (SMA) of full-scale UASB reactors

The methanogenic activity of sludge from reactors of a Sewage Treatment Plant (STP) receiving approximately 1% of leachate (Fig. 1) showed different values for each evaluated reactor. In using domestic sewage as substrate, the conversion mean was 0.032 $gCOD\text{-}CH_4.gTVS.d^{-1}$, where 7 from 10 reactors evaluated presented an average of 0.019 $gCOD\text{-}CH_4.gTVS.d^{-1}$. When acetate was used as substrate, conversion mean for glucose was 0.054 $gCOD\text{-}CH_4.gTVS.d^{-1}$ and 0.085 $gCOD\text{-}CH_4.gTVS.d^{-1}$.

There is a very large variability of SMA values in relation to some factors, such as type of reactor, temperature of operation and test performance, type of substrate used and time of acclimatization or activation of sludge (Hussain and Dubey, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

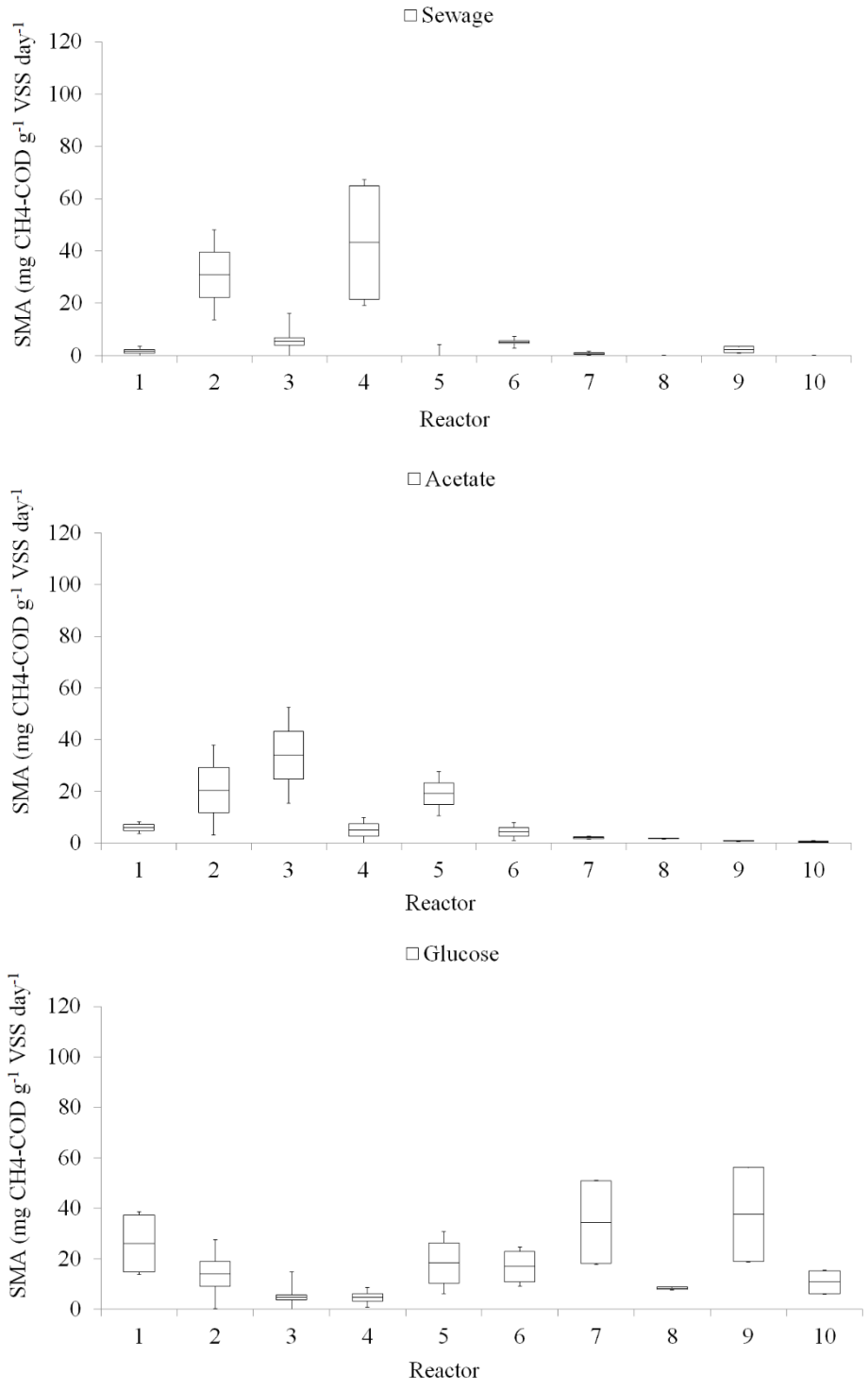


Figure 1. Specific methanogenic activity (SMA) of the sludge from reactors of the sewage treatment plant.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

The sludge from full-scale anaerobic systems treating domestic sewage has values between 0.01 to 0.40 gCOD-CH_4.gVS.d^{-1}. Where lower activities are generally found in digesters and reactors that are simpler and with lower operational control (Hussain and Dubey, 2017; Van Haandel and Lettinga, 1994). Results found in the evaluation of reactors are consistent with simpler systems with low operational control, even when only considering the best conversion rates, which comprise values of 0.043 gCOD-CH_4.gTVS.d^{-1} (reactor 4, with sludge), 0.037 gCOD-CH_4.gTVS.d^{-1} (reactor 9, with glucose) and 0.034 gCOD-CH_4 .gTVS.d^{-1} (reactor 3, with acetate).

More robust systems, with greater operational control, usually present values closer to 0.40 gCOD-CH_4.gTVS.d^{-1}, as in results obtained by De Lucena *et al.* (2011), which evaluated sludge at different heights in anaerobic reactors in full-scale domestic sewage treatment, using a mixture of acetic, propionic and butyric acids as substrate, and obtained values between 0.29 and 0.37 gCOD-CH_4.gTVS.d^{-1}.

In observing results according with the substrate used, synthetics presented better SMA values when compared to tests with domestic sewage. This difference can be attributed to the characteristics of the own substrates - as when they are applied to the sludge, there is a difference as regards bioavailability - as well as to each substrate's relative homogeneity, which is higher in synthetic substrates, which are, in turn, ready for biomethanization (Hussain and Dubey, 2017). As to wastewater (sewage), it will demand from the whole anaerobic digestion process which precedes the specific activity of methanogenic groups. According to Khan *et al.* (2015), the methanogenic activity decreases when lower organic loads are applied, loads which they undergo in this system.

This oscillation of SMA in the STP sludge can also be attributed to hydraulic, operational and microbiological conditions and their preponderant conversion paths, as well as the characteristics of biodegradability and biological assimilation, which can be compromised by the composition of the effluents present in treatment (Leitão *et al.*, 2011; Zhen *et al.*, 2015). The configuration of anaerobic reactors provides a selective environment for the development of microorganisms, which are compiled from the reactors' physical structures until their operational dynamics, which dictates the spatial distribution of biomass. Gulhane *et al.* (2017) and Leitão *et al.* (2009) concluded that operational and environmental variations exist and will always exert an effect on anaerobic biological systems.

For Chernicharo *et al.* (2015), there are diverse factors to which STPs are subjected to keep a regular operational regime, and flaws are accumulated since the design period, in which they are not yet considered responsible for the hydraulic regime (daily and annual variations) for which they are designed. Thus, sometimes STPs will operate in overload conditions occasioned by undersized flow hydrograph. Another noteworthy aspect is the non-uniform distribution of effluent in the reactors, which can provoke detritus accumulation and sludge stagnation, create dead zones and form preferential flows, directly affecting the methanogenic activity of the sludge and treatment levels.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

In addition to these mentioned factors, sludge sampling height in the reactor and time and stability of operation influence directly the SMA results (De Lucena *et al.*, 2011; Souto *et al.*, 2010). In reactors operated under stable conditions and with low concentration of VFA (volatile fatty acids), acetoclastic methanogens are predominant (McHugh *et al.*, 2003; Sun *et al.*, 2014; van Haandel *et al.*, 2014). Overall, it is observed greater archaea diversity in the start of processes in anaerobic systems, with diversity reduction when the system reaches a stable performance (McHugh *et al.*, 2003). Considering that some STPs carry out partial or total sludge exchanges from the reactor during their operation (Chernicharo *et al.*, 2015), it is possible to relate the results obtained in the present study to the sludge lifespan in the reactor. The best results for conversion via acetoclastic methanogenesis using acetate as substrate, were obtained in reactors with lower results when glucose was used as substrate (Fig. 1), while the highest values obtained with glucose were in reactors with lower results using acetate and domestic sewage as substrates. Possibly the reactors with the best activity with acetate and domestic sewage possess the most stable sludge and low archaea diversity, with acetate as the preferred route for methane production.

Methane production potential by the co-digestion of domestic sewage with landfill leachate

Results of accumulated methane production (Fig. 2) indicate that the methane production potential is directly proportional to the increase in the concentration of leachate in sewage, since the higher the concentration of leachate in the substrate composition, the higher will be its organic load (COD). This potential increase in the production of biogas is justified by the increase in biodegradable load during the process, given that the concentration of organic matter in the leachate varies from 0.5 to 40 $g.L^{-1}$ of COD, while domestic sewage presents mean COD values around 0.6 $g.\ L^{-1}$ (Bakonyi *et al.*, 2019; Naveen *et al.*, 2016).

In the first days of experiment, piggery sludge had a better methane production when compared with STP (Sewage Treatment Plant) sludge results, with an increasing methane production proportional to the increase of leachate in relation to domestic sewage until the 50% condition. Results of STP sludge presented low methane production in the first days and needed a period of adaption. This can be related to its low activity, given that the STP sludge had low SMA even when its own effluent of origin was used (Fig. 1). From the thirtieth day, the STP sludge had, under a 50% condition of leachate, an increase in production arriving at 0.20 $gCOD\text{-}CH_4.L^{-1}$.

This time difference in the response of methane production between piggery sludge and STP sludge, shows that the sludges are different as for capacity and adaptability. Piggery sludge has higher biological assimilation with high organic load effluents (Zhang *et al.*, 2014). Furthermore, after acclimatization, it is possible to increase the applied load even more. The STP sludge shows a late response (it needs acclimatization) and has a restricted conversion capacity. In this way, piggery sludge shows to be an alternative for a high conversion capacity in the face of the applied load amplitude.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

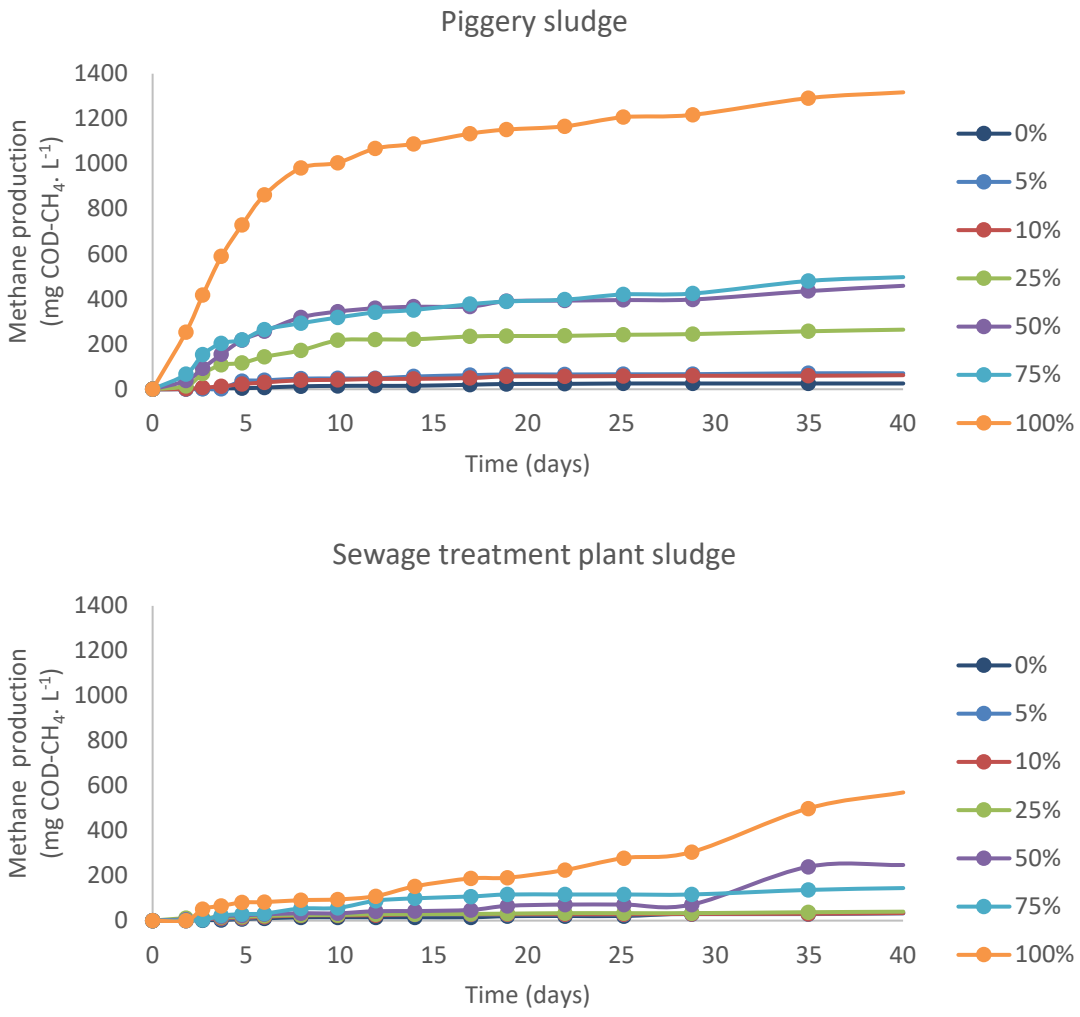


Figure 2. Production of biogas in the 40 days of tests of dilution conditions (v/v) at 0%, 5%, 10%, 25%, 50%, 75% and 100% of leachate for piggery sludge and STP (Sewage Treatment Plant) sludge.

Although the data point out good results as regards the capacity and adaptability of sludges in high organic load conditions, when the applied COD and converted COD relation is analyzed, it is possible to present the real capacity of sludge biomethanization with regard to substrates constituted for co-digestion (leachate and domestic sewage relation), as per Fig. 3. Results obtained using STP sludge presented methane production potential, with the addition of up to 10% of leachate in relation to the domestic sewage volume. In dilutions higher than 10%, the sludge had a drop in daily methane production. Differently, results using piggery sludge showed promising with above 10% leachate applications in co-digestion with domestic sewage.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

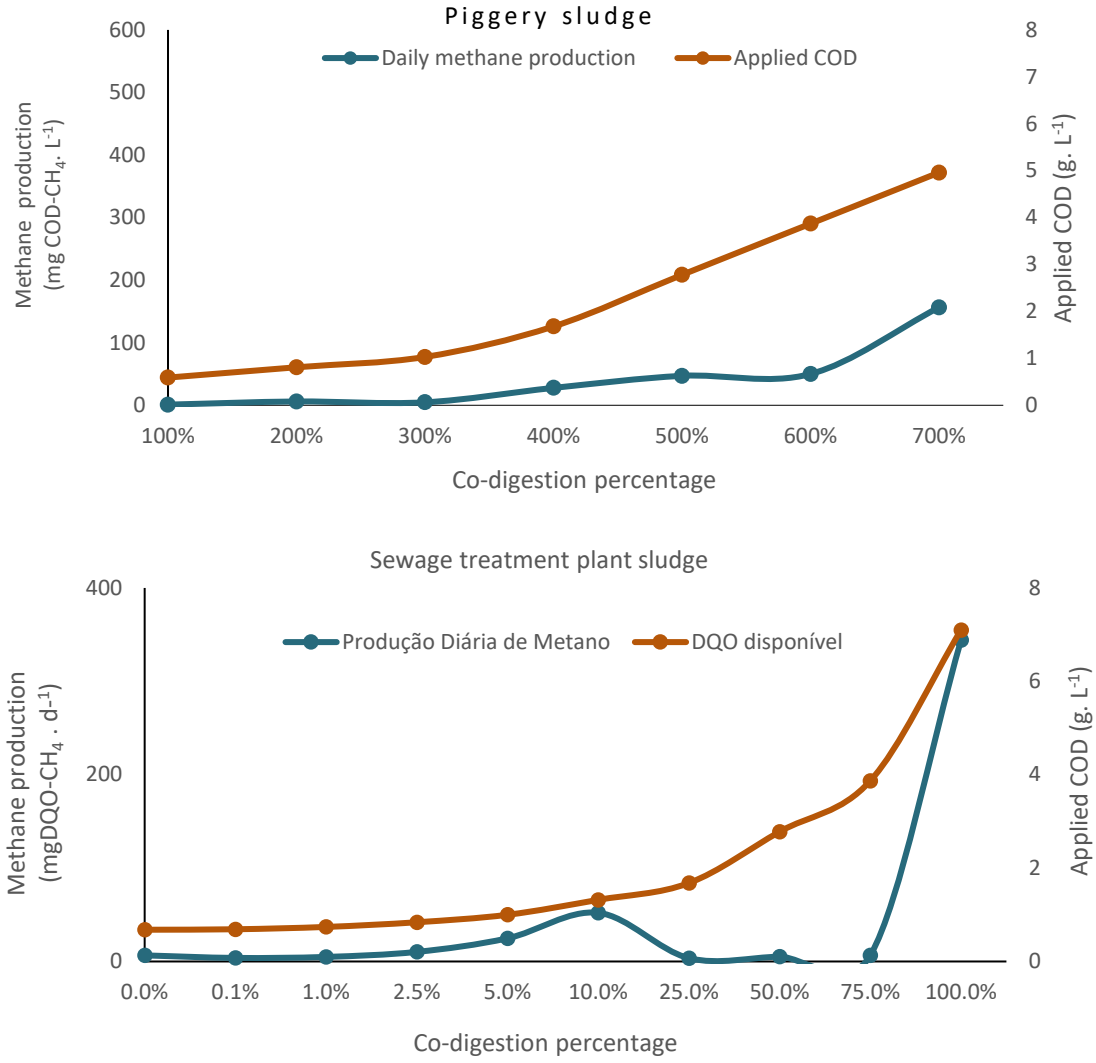


Figure 3. Daily methane production and applied COD relation in each condition according with the volumetric concentration percentage (v/v) of leachate and domestic sewage (100% of leachate).

Berenjkar *et al.* (2019), in analyzing the biogas production potential in co-digestion tests with dilutions of up to 40% leachate by using sludge from a STP, obtained better results with the addition of up to 10% leachate, not recommending the application of tests above 20%. For De Albuquerque *et al.* (2018), the combined treatment between leachate and domestic sewage becomes attractive for mixtures of up to 2% leachate. They compare analyses of microbial communities and of organic load removal efficiency precisely because of the characteristics of leachate, which hinders treatability and biological adaptability when in higher dilutions.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

One of the main factors for the drop in methane production when leachate is applied in proportions higher than 10% is related to the potential toxicity of the leachate, which can have high levels of recalcitrant compounds (Kewu and Wenqi, 2008). This factor makes anaerobic processes more difficult, when preliminary treatments for leachates become necessary (Neczaj *et al.*, 2007). Another factor that makes the co-digestion of leachate with domestic sewage limiting is the high concentration of ammonia present in the leachate, where concentrations higher than 400 mgN-NH_4+.L^{-1} can be inhibitory or even toxic for methanogenic organisms (Bakonyi *et al.*, 2019). In verifying the concentration of N-NH^{4+} available in leachate, we can rule out this hypothesis, given that its value does not surpass 100 mg.L^{-1}. Besides the low concentration of ammonia, the C/N ratio (based on total COD) is high, which provides better substrate biodegradation (Çeçen and Çakiroğlu, 2001).

An aspect that can justify the better performance of piggery sludge in relation to results with STP sludge is the operational regime. The STPs possess greater operational control, with continuous flow and low organic load, which reduces the methane generation potential (De Lucena *et al.*, 2011; Hussain and Dubey, 2017; Rizvi *et al.*, 2015). Animal waste treatment systems, like the place where piggery sludge is collected, are operated with low control as regards feeding regimes, which can occur daily or seasonally. Moreover, they work with high organic and ammoniac nitrogen loads, which makes the biomass originating from these systems more adaptable to other substrates (Chen *et al.*, 2012).

That being so, for a higher biogas recovery, alternatives such as the complimentary use of sludges with better capacity of biodegradation or activation of the biomass already existing in the rectors become attractive. In addition, standardizing appropriate operational regimes is necessary so that the limiting of mass transfer and the microbial dynamics favor technologies in biogas utilization, since in laboratory they design an anaerobic digestion structure completely different from real full-scale conditions (Gulhane *et al.*, 2017; Zhen *et al.*, 2015).

Conclusion

In general, the methanogenic activity of the full-scale reactors was low using domestic sewage as substrate, with an average value of 3.26 mg COD-CH4.gTVS.d^{-1}. When using the synthetic substrates the reactor sludge showed a slight improvement in SMA, with average values of 5.43 and 8.54 mg COD-CH4.gTVS.d^{-1} for acetate and glucose synthetic solution, respectively. This is probably due to the full-scale hydrodynamics and the operating conditions. Such as, receiving sludge from a Water Treatment Plants, sludge from septic tanks, variation in flow throughout the day and year, receiving leachate at certain times of the year, inadequate handling of sludge and scum, among other examples.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Besides the methanogenic activity, the rate improvement methane production capacity was also evidenced with the inclusion of landfill leachate in co-digestion with domestic sewage, as well as the use of a complementary sludge, such as piggery sludge (agro-industry). Even with higher methane production potential, co-digestion tests point out that there is a better condition for STP sludge when with a concentration of up to 10% of leachate with domestic sewage. For piggery sludge, positive response was found for conditions up to 75%. However, when the applied COD and converted COD relation is evaluated, the viability was up to 50% of leachate inclusion in relation to domestic sewage.

The acclimatization of sludge or its thickening using sludges of other origins, especially from the treatment of agro-industrial effluents, presents itself as a viable alternative to optimize methane production in co-digestion, so as to provide treatment with higher concentrations of leachate and better conversion rates.

This strategic alternative can be adopted in countries and regions that have a thriving agro-industrial sector and even rely on smart solutions to control pollution, such as Latin America, the Caribbean, Africa and Asia. The potential of the relationship between water (sewage) and energy is evident, connecting urban and rural areas. It is recommended that experiments be carried out with different types of sludge from the agroindustry and with different types of leachates, in addition to studies focused on hydrodynamics and taking into account more detailed operational aspects.

Acknowledgments

We are grateful to the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), Brazil – Grant number: 422038/2018-0.

References

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J.L., Guwy, a J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J.B. (2009) Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water science and technology*, **59**, 927–34. https://doi.org/10.2166/wst.2009.040

APHA (2012. *Standard methods for the examination of water and waste water,* 22nd ed. American Public Health Association, Washington, DC.

Aquino, S.F., Chernicharo, C.A.L., Foresti, E., Maria de Lourdes Florêncio dos Santos, Luiz O. Monteggia. (2007) Methodologies for Determining the Especific Methanogenic Activity (SMA) in Anaeróbic Sludges. *Sanitary and Environmental Engineering*, **12**, 192-201. https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010

Bakonyi, P., Dharmaraja, J., Shobana, S., Koók, L., Rózsenberszki, T., Nemestóthy, N., Banu J, R., Bélafi-Bakó, K., Kumar, G. (2019) Leachate valorization in anaerobic biosystems: Towards the realization of waste-to-energy concept via biohydrogen, biogas and bioelectrochemical processes. *International Journal of Hydrogen Energy* **44**, 17278–17296. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.02.028

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Berenjkar, P., Islam, M., Yuan, Q. (2019) Co-treatment of sewage sludge and mature landfill leachate by anaerobic digestion. *International Journal of Environmental Science and Technology,* **16**, 2465–2474. https://doi.org/10.1007/s13762-018-1889-2

Brennan, R.B., Clifford, E., Devroedt, C., Morrison, L., Healy, M.G., (2017) Treatment of landfill leachate in municipal wastewater treatment plants and impacts on effluent ammonium concentrations. Journal of *Environmental Management,* **188**, 64–72. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.055

Çeçen, F., Çakiroğlu, D. (2001) Impact of landfill leachate on the co-treatment of domestic wastewater. *Biotechnology Letters,* **23**, 821–826. https://doi.org/10.1023/A:1010317823529

Chen, S., Zamudio Cañas, E.M., Zhang, Y., Zhu, Z., He, Q. (2012) Impact of substrate overloading on archaeal populations in anaerobic digestion of animal waste. *Journal of applied microbiology,* **113**, 1371–9. https://doi.org/10.1111/jam.12001

Chernicharo, C.A.L. (2007) *Reatores anaeróbios*. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 2nd ed. Belo Horizonnte.

Chernicharo, C.A.L., van Lier, J.B., Noyola, A., Bressani Ribeiro, T. (2015) Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology,* **14**, 649–679. https://doi.org/10.1007/s11157-015-9377-3

Costa, A.M., Alfaia, R.G. de S.M., Campos, J.C. (2019) Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management* **232**, 110–116. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006

De Albuquerque, E.M., Pozzi, E., Sakamoto, I.K., Jurandyr, P. (2018) Treatability of landfill leachate combined with sanitary sewage in an activated sludge system. *Journal of Water Process Engineering,* **23**, 119–128. https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.011

De Lucena, R.M., Gavazza, S., Florencio, L., Kato, M.T., de Morais, M.A. (2011) Study of the microbial diversity in a full-scale UASB reactor treating domestic wastewater. *World Journal of Microbiology and Biotechnology,* **27**, 2893–2902. https://doi.org/10.1007/s11274-011-0771-x

Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, a., Liotta, F., Panico, a., Pirozzi, F. (2012) Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology,* **11**, 325–341. https://doi.org/10.1007/s11157-012-9277-8

Felipe, I., Tavares, A., Gonçalves, T., Baptista, P., Mambeli, R., Lima, S. (2018) Combined use of biogas from sanitary land fi ll and wastewater treatment plants for distributed energy generation in Brazil. *Resources, Conservation & Recycling*, **136**, 376–388. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.05.011

Gulhane, M., Pandit, P., Khardenavis, A., Singh, D., Purohit, H. (2017) Study of microbial community plasticity for anaerobic digestion of vegetable waste in Anaerobic Baffled Reactor. *Renewable Energy,* **101**, 59–66. https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.08.021

Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., Lu, X. (2017) Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* **76**, 1485–1496. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184

Hussain, A., Dubey, S.K. (2017) Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. *Applied Water Science,* **7**, 535–542. https://doi.org/10.1007/s13201-015-0305-z

Kawai, M., Kishi, M., Hamersley, M.R., Nagao, N., Hermana, J., Toda, T. (2012) Biodegradability and methane productivity during anaerobic co-digestion of refractory leachate. *International Biodeterioration and Biodegradation,* **72**, 46–51. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.04.003

Kewu, P., Wenqi, G. (2008) Biodegradability enhancement of municipal landfill leachate. *Water Science and Engineering,* **1**, 89–98. https://doi.org/10.3882/j.issn.1674-2370.2008.04.010

Khan, A.A., Mehrotra, I., Kazmi, A.A. (2015) Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. *Biosystems Engineering,* **131**, 32–40. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.12.011

Khilyas, I. V., Sorokin, A.A., Kiseleva, L., Simpson, D.J.W., Fedorovich, V., Sharipova, M.R., Kainuma, M., Cohen, M.F., Goryanin, I. (2017) Comparative Metagenomic Analysis of Electrogenic Microbial Communities in Differentially Inoculated Swine Wastewater-Fed Microbial Fuel Cells. *Scientifica,* **2017**, 1–10. https://doi.org/10.1155/2017/7616359

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Leitão, R.C., Santaellla, S.T., van Haandel, a C., Zeeman, G., Lettinga, G. (2009) The effect of operational conditions on the sludge specific methanogenic activity and sludge biodegradability. *Water science and technology*, **59**, 1847–53. https://doi.org/10.2166/wst.2009.188

Leitão, R.C., Santaellla, S.T., van Haandel, A.C., Zeeman, G., Lettinga, G. (2011) The effect of operational conditions on the hydrodynamic characteristics of the sludge bed in UASB reactors. *Water science and technology*, **64**, 1935–41. https://doi.org/10.2166/wst.2011.628

McHugh, S., Carton, M., Mahony, T., O'Flaherty, V. (2003) Methanogenic population structure in a variety of anaerobic bioreactors. FEMS *Microbiology Letters*, **219**, 297–304. https://doi.org/10.1016/S0378-1097(03)00055-7

Mojiri, A., Aziz, H.A., Zaman, N.Q., Aziz, S.Q. (2012) A review on anaerobic digestion, bio-reactor and nitrogen removal from wastewater and landfill leachate by bio-reactor. *Advances in Environmental Biology,* **6**, 2143–2150. https://doi.org/10.1634/stemcells.2004-0134

Nascentes, A.L., Mattos, M., Brasil, F.C. (2015) Combined treatment of landfill leachate and domestic sewage - Operational and microbiological aspects. *Revista Teccen Mar,* **06**(1), 01–32.

Naveen, B.P., Sitharam, T.G., Ramachandra, T.V., Mahapatra, D.M., Sivapullaiah, P.V. (2016) Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate. *Environmental Pollution,* **220**, 1–12. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.002

Neczaj, E., Kacprzak, M., Lach, J., Okoniewska, E. (2007) Effect of sonication on combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in SBR reactor. *Desalination,* **204**, 227–233. https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.033

Nielfa, A., Cano, R., Fdz-Polanco, M. (2014) Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports,* **5**, 14-21. https://doi.org/10.1016/j.btre.2014.10.005

Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, **150**, 468–493. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077

Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I.H., Yasar, A., Ali, S., Yasmeen, T., Riaz, M. (2015) Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. *Arabian Journal of Chemistry,* **8**, 780–786. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.12.016

Rodriguez-Verde, I., Regueiro, L., Carballa, M., Hospido, A., Lema, J.M. (2014) Science of the Total Environment Assessing anaerobic co-digestion of pig manure with agroindustrial wastes : The link between environmental impacts and operational parameters. *Science of the Total Environment*, **497–498**, 475–483. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.127

Souto, T.F., Aquino, S.F., Silva, S.Q., Chernicharo, C.A.L. (2010) Influence of incubation conditions on the specific methanogenic activity test. *Biodegradation,* **21**, 411–424. https://doi.org/10.1007/s10532-009-9311-x

Stazi, V., Tomei, M.C. (2018) Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater : State of the art , innovative technologies and future perspectives. *Science of the Total Environment,* **635**, 78–91. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.071

Sun, R., Xing, D., Jia, J., Zhou, A., Zhang, L., Ren, N. (2014) Methane production and microbial community structure for alkaline pretreated waste activated sludge. *Bioresource technology,* **169**, 496–501. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.032

van Haandel, A., De Vrieze, J., Verstraete, W., dos Santos, V.S. (2014) *Methanosaeta* dominate acetoclastic methanogenesis during high-rate methane production in anaerobic reactors treating distillery wastewaters. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology,* **89**, 1751–1759. https://doi.org/10.1002/jctb.4255

van Haandel, A.C., Lettinga, G. (1994) *Anaerobic Sewage Treatment*: A practical guide for regions with a hot climate. Chichester, England: J. Wiley & Sons Ltd, 226 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77039
Vol. 15, No.1, 311-325
6 de abril de 2022

Wu, L., Zhang, L., Shi, X., Liu, T., Peng, Y., Zhang, J. (2015) Analysis of the impact of reflux ratio on coupled partial nitrification–anammox for co-treatment of mature landfill leachate and domestic wastewater. *Bioresource Technology,* **198**, 207–214. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.072

Zhang, W., Lang, Q., Wu, S., Li, W., Bah, H., Dong, R. (2014) Anaerobic digestion characteristics of pig manures depending on various growth stages and initial substrate concentrations in a scaled pig farm in Southern China. *Bioresource Technology,* **156**, 63–69. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.013

Zhen, G., Lu, X., Kobayashi, T., Li, Y.-Y., Xu, K., Zhao, Y. (2015) Mesophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and Egeria densa : Performance assessment and kinetic analysis. *Applied Energy,* **148**, 78–86. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.038

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

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

ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA FACULTATIVA: CONDIÇÕES OPERACIONAIS E QUALIDADE DO PERMEADO

* Camila de Almeida Porto [1]
Elda Karoline Videres Ferraz [1]
Elisângela Maria Rodrigues Rocha [1]
Gilson Barbosa Athayde Junior [1]

ULTRAFILTRATION IN THE POST TREATMENT OF STABILIZATION LAGOON EFFLUENT: OPERATIONAL CONDITIONS AND PERMEATE QUALITY

Recibido el 26 de diciembre de 2020. Aceptado el 17 de junio de 2021

Abstract

The membrane separation processes have been applied in secondary effluents to enable reuse in various modalities. The present work evaluated the performance of a pilot ultrafiltration system in the post-treatment of facultative waste stabilization pond effluent at the Mangabeira Wastewater Treatment Plant in João Pessoa/PB. The pilot system was evaluated from two perspectives: operational, under different conditions and the permeate evaluation with the physicochemical and biological characterization of the raw sewage, feed, permeate and backwash samples. Through the operational evaluation, it was found that the system remained stable in relatively low flux (27.5 and 37.5 L. m^{-2}. h^{-1}), limited by the characteristics of the feed effluent (high organic fraction and presence of microalgae) and by operating conditions (perpendicular filtration and inadequate pretreatments). The permeate presented low organic concentration (average of 5 mg O_2. L^{-1} $BOD_{5,20}$ and 26 mg O_2. L^{-1} COD) and no thermotolerant coliforms, complying with several reuse standards. Finally, in addition to reuse water, the algae-rich backwash concentrate has the potential to generate biofuel.

Keywords: algal biomass, membranes, reuse water, stabilization pond.

[1] Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.
* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba. Loteamento Cidade Universitária, João Pessoa, Paraíba. 58051-900. Brasil. Email: camila.aporto@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Resumo

Os processos de separação por membrana vêm sendo aplicados em efluentes secundários para viabilizar o reúso em diversas modalidades. O presente trabalho avaliou o desempenho de um sistema piloto de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, em João Pessoa/PB. O sistema piloto foi avaliado sob duas perspectivas: operacional com testes sob diferentes condições e a avaliação do permeado com a caracterização físico-química e biológica das amostras de esgoto bruto, efluente de alimentação, permeado e retrolavagem. A partir da avaliação operacional, constatou-se a estabilidade do sistema em fluxos relativamente baixos (27.5 e 37.5 L. m^{-2}. h^{-1}), limitados pelas características do efluente de alimentação (elevada fração orgânica e presença de microalgas) e pelas condições operacionais (filtração perpendicular e pré-tratamentos inadequados). O permeado apresentou baixa concentração de matéria orgânica (média de 5 mg O_2. L^{-1} de $DBO_{5,20}$ e 26 mg O_2. L^{-1} de DQO) e ausência de coliformes termotolerantes, enquadrando-se em diversos padrões de reúso. Por fim, além de reutilizar a água, o concentrado de retrolavagem, rico em algas, tem potencial para gerar biocombustível.

Palavras chave: água de reúso, biomassa algal, membranas filtrantes, lagoa de estabilização.

Introdução

Nas últimas décadas, os processos de separação por membrana (PSM) tornaram-se competitivos em relação às tecnologias convencionais. Os PSM se destacam pela elevada seletividade, pouca adição de químicos e possibilidade de escalonamento. Esta tecnologia é comumente classificada em microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, em função do tamanho dos poros (Metcalf e Eddy, 2016). A minimização da incrustação irreversível é a principal linha de estudo da área, incluindo pré-tratamento do esgoto a ser filtrado, variação das condições operacionais e seleção das características da membrana (Benito *et al*., 2017; Ferrer *et al*., 2015; Filloux *et al*., 2014; Chon *et al*., 2013).

A associação da tecnologia de membranas com tratamento biológico continua sendo alvo de grande interesse em pesquisas para a viabilização de reúso do esgoto sanitário (Tabela 1). De maneira geral, os sistemas piloto de ultrafiltração são operados com filtração perpendicular, com membranas poliméricas, com fluxos entre 50 e 150 $L.m^{-2}$. h^{-1} e com efluente proveniente do processo de lodos ativados. A combinação com outras tecnologias de tratamento biológico é pouco avaliada, dentre elas, os sistemas de lagoas de estabilização (Widiasa e Susanto, 2011; Oron *et al*., 2008), com boa aplicabilidade no cenário brasileiro (ANA, 2017).

As lagoas de estabilização são reservatórios de grandes dimensões para a retenção do esgoto por um tempo suficiente para que os processos naturais de degradação da matéria orgânica ocorram. São classificadas em função do processo biológico predominante em anaeróbia, facultativa e aeróbia (também conhecida como de maturação) (Von Sperling, 2017; USEPA, 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Tabela 1. Características de sistemas piloto de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente doméstico na literatura.

Efluente de alimentação	Membrana	Remoção (%)	Operação	COS (kg. m²) *	Referência
Lodos ativados; DQO: 32.5; SST: 8.0	Poliestersulfona; MWCO: 200 kDa	DQO: 38	Filtração perpendicular; 60 L. m^{-2}. h^{-1} por 60 minutos	2.0	Yang *et al*. (2021)
Efluente secundário; $DBO_{5,20}$: 30	Fluoreto de polivinilideno; 0.04 µm	-	25 L. m^{-2}. h^{-1} por 15 minutos[4]	-	KASI *et al*. (2017)
	Fluoreto de polivinilideno modificado; 0.04 µm	-	35 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos[4]	-	
Lodos ativados; DQO: 8.4; Turbidez: 4.2	Fluoreto de polivinilideno; MWCO: 150 kDa; 0.01 µm	-	Filtração perpendicular; 83 L. m^{-2}. h^{-1} por 30 minutos[5]	0.3	LEE *et al*. (2017)
Lodos ativados; DQO: 4.2; Turbidez: 1.3		-		0.2	
Lodos ativados; DQO: 12.0; UV_{254}: 0.282	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	-	Filtração perpendicular; 60 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos (eficiência de 91%)[3]	0.2	ZHENG *et al*. (2017)
Efluente secundário com nitrificação/ desnitrificação; DQO: 5.1; Turbidez: 1.4; UV_{254}: 0.1; Amônia: N.D.	Fluoreto de polininilidina; 0.1 µm	Turbidez: 96; COD: <4	Filtração perpendicular; 130 L. m^{-2}. h^{-1} por 30 minutos (eficiência 73%)[2]	0.3	CHON *et al*. (2013)
Lodos ativados; DQO 11.4; UV_{254}: 0.191	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	COD: 15; UV_{254}: 12	Filtração perpendicular; 60 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos (eficiência de 91%)[3]	0.2	ZHENG *et al*. (2012)
Lagoa de estabilização; Turbidez: 5.85	Polisulfona; MWCO: 50 kDa	Turbidez: 93	Filtração tangencial; 120-80 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos	-	WIDIASA & SUSANTO (2011)
Lodos ativados; DQO: 49.0; Turbidez: 5.0; SST: 3.0	Polissulfona; MWCO: 100kDa; 0.01 µm	DQO: 36	Filtração perpendicular; 50 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos (eficiência 82%)	0.8	FALSANISI *et al*. (2009)
Lodos ativados; DQO: 10.2; Turbidez: 0.24; UV_{254}: 0.257	Poliestersulfona; MWCO: 100-150 kDa	-	Filtração perpendicular; 50 L. m^{-2}. h^{-1} por 10 minutos[6]	0.1	ZHENG *et al*. (2009)
Lodos ativados; $DBO_{5,20}$: 3.2; SST: 1.9	Polissulfona; 100 kDa; 0.01 µm	$DBO_{5,20}$: 69	Filtração tangencial; 144-151 L. m^{-2}. h^{-1} por 17.5 minutos (eficiência 91%)[1]	-	BOURGUEOS *et al*. (2001)
Lodos ativados com aeração prolongada; Turbidez: 1.5; UV_{254}: 0.2; COT: 8.9	Poliestersulfona; MWCO: 150 kDa	UV_{254}: 4.1; COT: 5.6	Filtração perpendicular; pressão constante; 51 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos[3]	-	DECAROLIS *et al*. (2001)

*Unidades: DQO, SST, COT, COD: mg. L^{-1}; Turbidez: NTU; UV_{254}: cm^{-1}; N.D: Não detectado. MWCO: Molecular weight cut-off (Massa molecular de corte da membrana). Pré-tratamentos dos efluentes de alimentação: [1]Filtro granular; [2]Coagulação/Filtração; [3]Coagulação em linha; [4]Coagulação em linha e pré-oxidação; [5]Coagulação/sedimentação; [6]Filtro de areia lento; * COS: Carga orgânica superficial.*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Mara (2009) destaca o potencial das lagoas de estabilização para a produção de água de reúso para a agricultura e na aquicultura. Contudo, a presença de algas, característica de efluentes de sistemas de lagoas, pode limitar o reúso para estas e demais modalidades, requerendo-se tratamento complementar. Ainda não sendo o foco deste trabalho, sabe-se, por outro lado, que a biomassa algal pode ser utilizada como fertilizantes, alimento animal e na produção de biocombustível (Florentino *et al*., 2019; Oliveira *et al*., 2018).

Estudos recentes avaliaram membranas para a separação de algas cultivadas em efluentes (Soydemir *et al*. 2020; Say *et al*., 2017). Os autores destacam o uso de efluente como forma de reduzir os custos de produção, dispensando a necessidade de adição de nutrientes e minerais.

Neste contexto, a aplicação de membranas para o pós-tratamento de efluentes de sistemas de lagoa de estabilização apresenta-se como uma alternativa promissora para a viabilização do reúso da água e pela possibilidade de recuperação das microalgas (Widiasa *et al*., 2011; Zhang *et al*., 2010; Oron *et al*., 2008).

No município de João Pessoa, as duas estações de tratamento de esgoto são constituídas por lagoas de estabilização inseridas na área urbana com potencial para reúso não potável de esgoto, segundo o Plano Municipal de Saneamento (João Pessoa, 2015). Assim, o trabalho objetivou avaliar o comportamento de um sistema piloto de membrana de ultrafiltração no pós-tratamento do efluente secundário de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto Mangabeira, no município de João Pessoa (PB), com vistas ao reúso.

Materiais e métodos

Unidade experimental

O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira, localizada no município de João Pessoa (PB)/Brasil, foi utilizado para a alimentação do sistema de pós-tratamento por ultrafiltração. A ETE Mangabeira é composta por três módulos, com o quarto em construção. Cada módulo possui um tratamento preliminar com gradeamento e caixa de areia e um tratamento biológico formado por duas lagoas anaeróbias em série seguidas por uma lagoa facultativa. Segundo Mendonça (2017), as lagoas anaeróbias e facultativas possuem profundidade de 3.7 m e 1.8 m, respectivamente. Ainda segundo o autor, a estação possui uma vazão média de 89.6 L. s^{-1}, o tempo de detenção estimado é de 11 dias e o efluente final é lançado no riacho Laranjeiras.

A Planta Piloto de Ultrafiltração (PPU) compôs o sistema de pós-tratamento do efluente final da ETE. Os principais componentes do sistema estão representados na Figura 1. O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira era bombeado periodicamente para o tanque de equalização (TE). Em seguida, o efluente passava por três pré-tratamentos: dois filtros de areia (FA) em paralelo,

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

um filtro de tela (FT), sendo armazenado no tanque de alimentação (TA), e, opcionalmente, recebia coagulante em linha (DC) e seguia para o floculador mecânico (FM). Por fim, o efluente passava pelos módulos das membranas de ultrafiltração (U1 e U2), sendo o permeado armazenado nos tanques de permeado (TP1 e TP2) e o concentrado no tanque de rejeito (TR). Transcorrido o tempo de filtração, a retrolavagem das membranas era realizada com o permeado do TQ1. A retrolavagem dos filtros de areia era realizada com o permeado do TQ2. Tanto o rejeito como o permeado produzidos eram encaminhados para o TR, retornando a lagoa anaeróbia do módulo I da ETE Mangabeira, por sistema de bombeamento.

O sistema operou automaticamente submetido a um controlador lógico programável integrado, possibilitando a definição das condições de filtração, de retrolavagem e de dosagem de coagulante. Cada módulo era composto por múltiplas fibras cilíndricas ocas de polietersulfona, com uma área superficial total de 4m². Além disso, os módulos foram operados com fluxo perpendicular de dentro para fora e nos sentidos superior e inferior de filtração. As recomendações operacionais do fabricante são uma taxa de filtração entre 60 e 140 L. m^{-2}. h^{-1} e uma duração de cada ciclo de filtração entre 30 e 120 minutos.

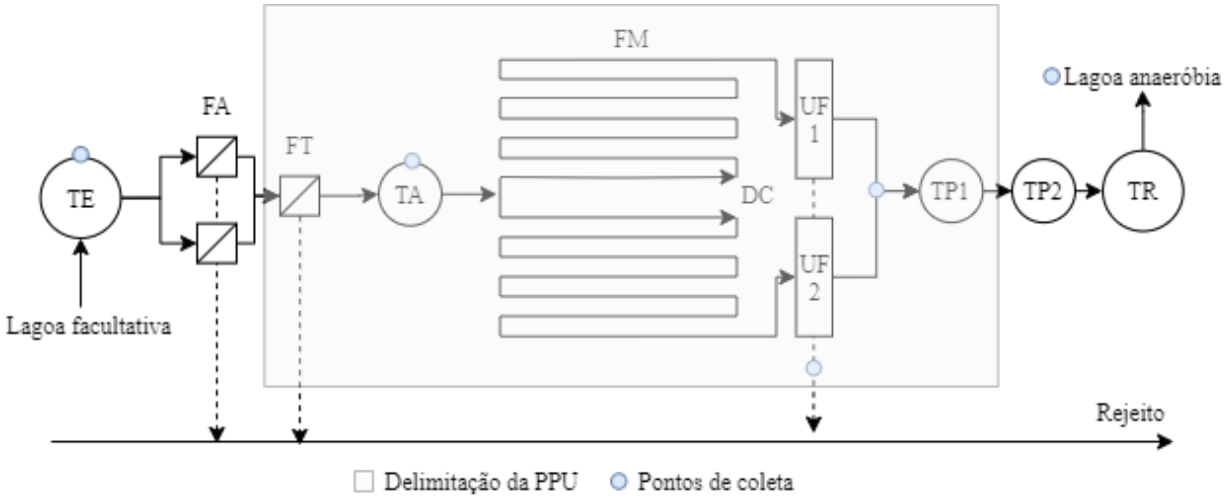


Figura 1. Representação esquemática do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira. TE: Tanque de equalização; FA: Filtro de areia; FT: Filtro de tela; TA: Tanque de alimentação; FM: Floculador mecânico; DC: Dosador de coagulante; UF: Membrana de ultrafiltração; TP: Tanque de permeado; TR: Tanque de rejeito.

Policloreto de alumínio diluído (PAC, comercial, 18%) foi utilizado como coagulante. Ácido sulfúrico (H_2SO_4, 98%) foi utilizado na limpeza química ácida. Hidróxido de sódio (NaOH, 98%) e hipoclorito sódio (NaOCl, 10%) foram utilizados na limpeza química alcalina.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Delineamento experimental

Condições operacionais: Avaliação da pressão transmembrana

O sistema de pós-tratamento foi operado em diferentes taxas de filtração e de dosagem do coagulante. A avaliação operacional consistiu na análise da pressão transmembrana inicial armazenada de cada ciclo ao longo do tempo. A eficiência e a carga orgânica superficial das condições operacionais avaliadas foram calculadas pelas Equações 1 e 4 (Oriol, 2013; Decarolis *et al*., 2001).

$$\text{Eficiência} = \text{Produção}.\,\text{Disponibilidade} \quad \textbf{Equação (1)}$$

$$\text{Produção} = {}^{\text{Tf}}/_{Tt} \quad \textbf{Equação (2)}$$

$$\text{Disponibilidade} = {}^{(\text{Vp} - \text{VLF} - \text{VLQ})}/_{\text{Vp}} \quad \textbf{Equação (3)}$$

$$\text{Carga orgânica superficial} = \text{Ff}.\,\text{Ci}.\,\text{Tf} \quad \textbf{Equação (4)}$$

Sendo,
C_i = DQO do efluente de alimentação (mg. L^{-1});
F_f = Fluxo de filtração (L. h^{-1});
T_f = Tempo de filtração (h);
T_t = Tempo total (h);
V_p = Volume de permeado produzido (L);
V_{LF} = Volume de permeado utilizado para a limpeza física (L);
V_{LQ} = Volume de permeado utilizado para a limpeza química (L);

Variação da taxa de filtração

O sistema piloto de pós-tratamento foi operado por 18 dias, variando-se o fluxo de filtração entre 27.5 e 37.5 L. m^{-2}. h^{-1} em função da pressão transmembrana observada. As demais condições operacionais foram definidas (Tabela 2).

Tabela 2. Condições operacionais do teste de variação da taxa de filtração.

Parâmetro	Valor
Filtração	
Duração	0.25 h
Coagulante	3 mg. L^{-1}
Retrolavagem	
Taxa	250 L. m^{-2}. h^{-1}
Duração	45 s
Limpeza alcalina	
Frequência	12 h
Repouso	0.17 h

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Variação da dosagem de coagulante

A influência do coagulante na manutenção da pressão transmembrana foi avaliada, variando-se a concentração do coagulante e a taxa de filtração (Tabela 3). As condições de retrolavagem (260 L. m^{-2}. h^{-1} por 45 s) e o volume filtrado (32.2 L) foram fixados. Cada experimento consistiu em 20 ciclos de filtração e retrolavagem.

Tabela 3. Variáveis do teste de dosagem de coagulante.

n	Taxa de filtração (L. m^{-2}. h^{-1})	Coagulante (mg. L^{-1})
1	27.5	0
2	37.5	0
3	27.5	6
4	37.5	6
5	32.5	3

Qualidade do permeado: Viabilidade de reúso

Amostras do esgoto bruto, do efluente da lagoa facultativa (bruto e pré-filtrado), dos permeados e dos concentrados de retrolavagem de cada membrana de ultrafiltração foram coletadas, totalizando 20 coletas. O esgoto bruto foi coletado após o tratamento preliminar da ETE Mangabeira, o efluente da lagoa facultativa foi coletado no tanque de equalização e o efluente da lagoa facultativa pré-filtrado foi coletado no tanque de alimentação. O permeado foi coletado durante o ciclo de filtração de cada membrana e o concentrado foi coletado antes de ser encaminhado para o tanque de rejeito, independente das condições operacionais estabelecidas no dia. Os pontos de coleta estão indicados na Figura 1.

Foram realizadas análises de coliformes termotolerantes, $DBO_{5,20}$, DQO, pH, sólidos totais e UV_{254}, conforme APHA *et al*. (2012). Todas as amostras foram coletadas e analisadas no mesmo dia.

Eficiência de remoção

A estatística descritiva foi utilizada para a caracterização das amostras, a partir da determinação da média, do desvio-padrão e do coeficiente de variação (Rodrigues e Lemma, 2009). A eficiência média de remoção foi calculada a partir da Equação 5.

$$Eficiência = \left({}^{Xi - Xf}/_{Xi}\right) . 100 \qquad \textbf{Equação (5)}$$

Sendo,
Xi = Valor médio do parâmetro da amostra bruta;
Xf = Valor médio do parâmetro da amostra tratada.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

A fim de verificar a eficiência das pré-filtrações, as amostras do efluente da lagoa facultativa bruto e pré-filtrado foram comparadas. Para tanto, foi realizado o teste de amostras pareadas (Rodrigues e Lema, 2009).

Potencialidades de reúso do permeado

A partir do levantamento das legislações nacional e internacional de padrões para água de reúso, os parâmetros médios do permeado foram comparadas para avaliar seu enquadramento nas diversas modalidades de reúso.

Resultados e discussão

Condições operacionais: Avaliação da pressão transmembrana

Variação da taxa de filtração

O sistema foi operado sob diferentes taxas de filtração, variando-se em função da evolução da pressão transmembrana. Os fluxos avaliados foram entre 37.5 e 27.5 L. m^{-2}. h^{-1}, correspondendo a uma eficiência de 61% e 49%, respectivamente. De maneira geral, é possível constatar a manutenção do sistema nas condições impostas em ambos os módulos (Figura 2), com alguns picos de pressão transmembrana.

O módulo 1 foi iniciado com o fluxo de 37.5 L. m^{-2}. h^{-1}, reduzido para o fluxo de 27.5 L. m^{-2}. h^{-1} após quatro dias devido ao incremento de PTM observado. Uma redução de cerca de 30% no fluxo foi suficiente para controlar a incrustação e reestabelecer a pressão, indicando um fluxo máximo de operação.

Já o módulo 2, foi iniciado com o fluxo de 27.5 L. m^{-2}. h^{-1} devido as pressões transmembranas iniciais elevadas. A estabilidade foi alcançada após cerca de 20h de operação. Em seguida, o fluxo foi aumentado aos poucos até o fluxo máximo (37.5 L. m^{-2}. h^{-1}).

Os módulos 1 e 2 operaram por nove e treze dias, respectivamente, até apresentarem incremento considerável de pressão (> 100 kPa), requerendo-se uma limpeza química intensa para a restaurar a membrana. Após a limpeza, o sistema foi reiniciado com a menor taxa de filtração e as pressões foram reestabelecidas.

A estabilidade da pressão transmembrana já foi relatada em sistemas piloto de ultrafiltração com efluentes secundários (Lee *et al*., 2017; Zheng *et al*., 2017). Os sistemas trabalharam com membranas poliméricas, modo de filtração perpendicular, pré-tratamento por coagulação, como o sistema investigado nesta pesquisa, diferenciando-se pelo efluente secundário proveniente de lodos ativados. Lee *et al*. (2017) avaliaram um sistema piloto com fluxo de filtração de 83 L. m^{-2}. h^{-1} por 30 minutos e

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

limpeza química a cada 24h. O sistema operou por 30 dias e a pressão transmembrana duplicou no período (de 50 para 100 kPa). Zheng *et al*. (2017) investigaram um sistema piloto com um fluxo de filtração de 60 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos sem limpeza química. O sistema operou por 20 dias até atingir a pressão transmembrana máxima de 600 kPa.

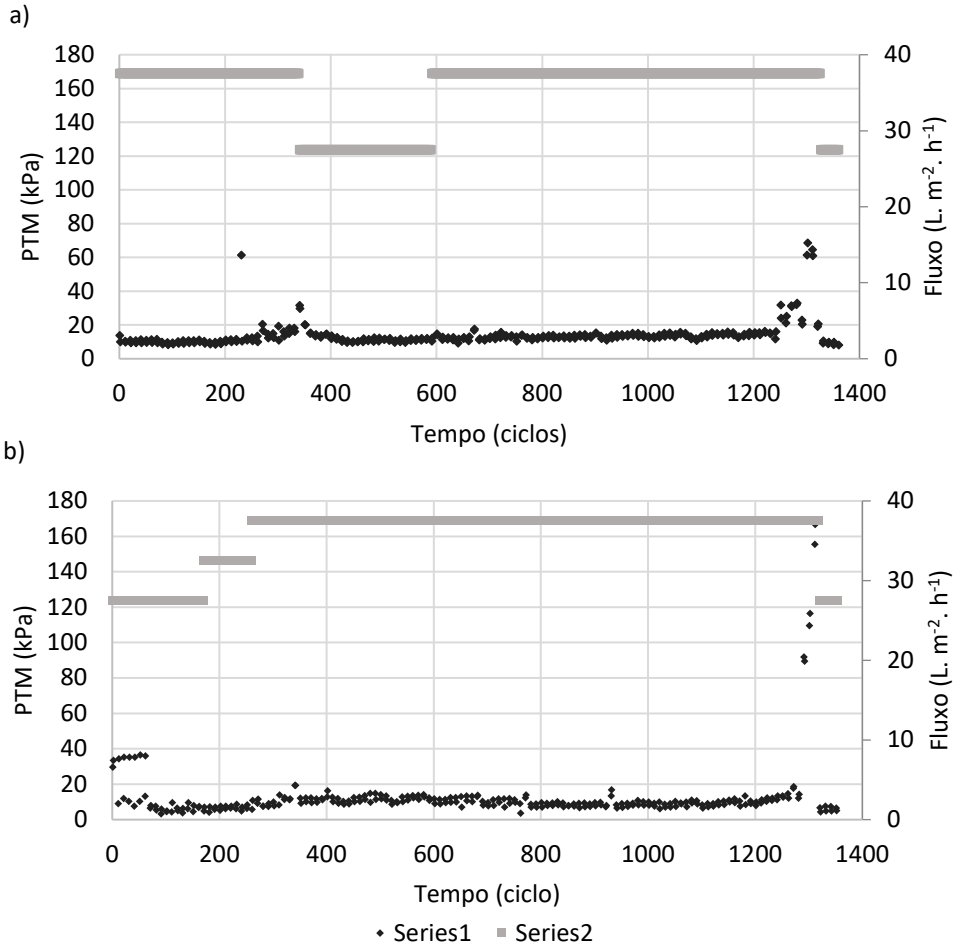


Figura 2. Comportamento da PTM em diferentes taxas de filtração nos módulos 1 (a) e 2 (b) da PPU no pós-tratamento de esgoto secundário.

Widiasa e Susanto (2011) operaram um sistema piloto de ultrafiltração para efluente de lagoa de estabilização com uma taxa de filtração inicial de 120 L. m^{-2}. h^{-1} por 20 minutos sem limpeza química. As membranas trabalharam em modo tangencial sem pré-tratamento por cerca de 20 dias quando atingiram uma redução de fluxo em torno de 35%.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Foi possível constatar estabilidade de operação no sistema de pós-tratamento da pesquisa, embora tenha operado com uma taxa de filtração menor (redução entre 40% e 70%) em comparação com os sistemas piloto relatados na literatura.

Variação da concentração de coagulante

A manutenção da PTM foi observada na maior dosagem de coagulante (6 mg. L^{-1}) em ambos os módulos, independente da taxa de filtração (Figura 3, amostras 3 e 4). A redução da dosagem de coagulante (3 mg. L^{-1}) não influenciou na manutenção da pressão no módulo 1, diferentemente no módulo 2, no qual foi observado um incremento progressivo de pressão (Amostra 5).

Na ausência de coagulante (0 mg. L^{-1}), foi observado um incremento progressivo de pressão, mais acentuado na maior taxa de filtração, em ambos os módulos (Amostras 1 e 2). Este aumento indica a ineficiência da retrolavagem na remoção da incrustação. Segundo Bourgeous et al. (2001), uma retrolavagem insuficiente reduz o tempo entre limpezas químicas e a manutenção da frequência de limpeza química só será alcançada em taxas de filtração mais baixas. Contudo, no sistema da pesquisa, esta redução comprometeria a produção de permeado, uma vez que já opera em condições de filtração menores do que as recomendadas pelo fabricante da membrana.

Assim, constatou-se a contribuição positiva do pré-tratamento de coagulação para a estabilidade do sistema, corroborando com a literatura (Zheng *et al*. 2017; Fan *et al*., 2008; Bourgeous *et al*., 2001; Decarolis *et al*., 2001). Estes resultados também indicam que a dosagem ótima de coagulante para o efluente do estudo está em torno de 3 mg. L^{-1}.

Zheng *et al*. (2017) também observaram comportamento semelhante ao aplicarem efluente secundário sem coagulante. A pressão transmembrana atingiu o valor máximo (60 kPa) em 14 horas. Com coagulação em linha, o sistema operou por 20 dias até atingir o valor máximo. Considerando a evolução da pressão transmembrana, o sistema atingiria a pressão transmembrana de 60 kPa em aproximadamente 10 horas. Por outro lado, Bourgeous *et al*. (2001) relataram estabilidade de operação com efluente secundário sem adição de coagulante por 13 dias. Entretanto, havia a adição de hipoclorito sódio em pequena concentração durante a retrolavagem, controlando a incrustação irreversível.

A diferença de comportamento entre os módulos pode ser explicada a partir das amostras do concentrado (Figura 4). É possível observar que o módulo 2 recebeu uma dosagem menor de coagulante, consequentemente a quantidade de lodo formada foi reduzida, impactando negativamente na eficiência da retrolavagem.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

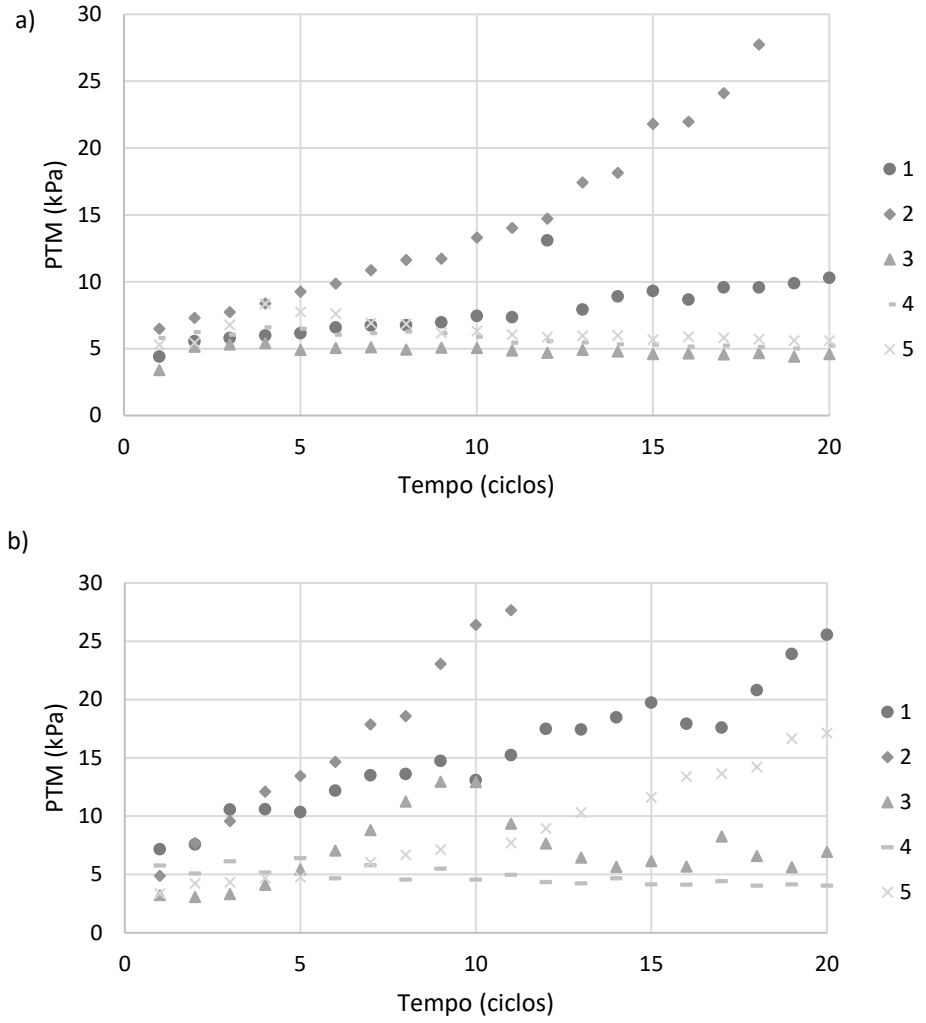


Figura 3. Comportamento da PTM nas diferentes dosagens de coagulante nos módulos (a) 1 e (b) 2.

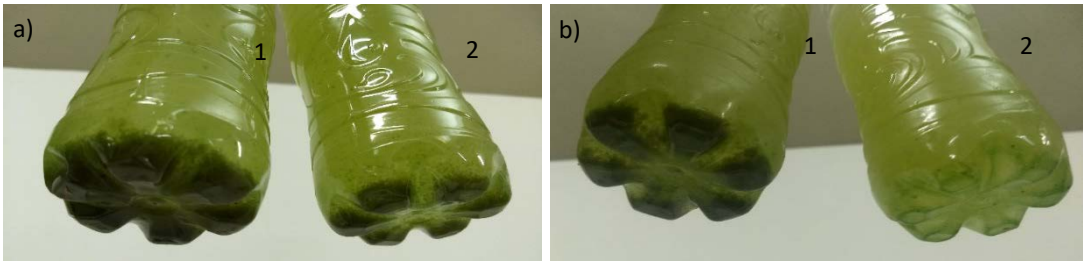


Figura 4. Amostras de concentrado com a) 6 e b) 3 mg. L^{-1} de coagulante de cada módulo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Desta forma, é possível afirmar que na presença de coagulante a incrustação predominante se dá pelo mecanismo de camada de gel, removida facilmente pela retrolavagem. Por outro lado, na ausência de coagulante o mecanismo predominante da incrustação é o estreitamento de poros, removida apenas com uma limpeza química (Ferrer *et al*. 2015; Bourgeous *et al*., 2001).

Na Figura 5, é apresentada a varredura espectral das amostras do permeado (UF), do concentrado da retrolavagem (RT) e do efluente de alimentação proveniente da lagoa facultativa (EF) de uma das coletas. Observa-se a elevada capacidade da membrana de retenção de compostos que absorvem radiação entre 200 e 300 nm (curva EF e UF), correspondendo a compostos com dupla ligação (254 e 280 nm), com hidroxila (210 nm) e associados a *protein-like* (225 nm) (Peng *et al*., 2018). Além disso, é possível constatar a limitação da retrolavagem para remover estes compostos retidos na membrana (curva RT), resultando em absorbâncias menores quando comparadas com as do efluente de alimentação (curva EF), como pode ser observado na banda entre os comprimentos 200 e 300 nm (Figura 4). Consequentemente, a limpeza química é necessária para a remoção destes compostos.

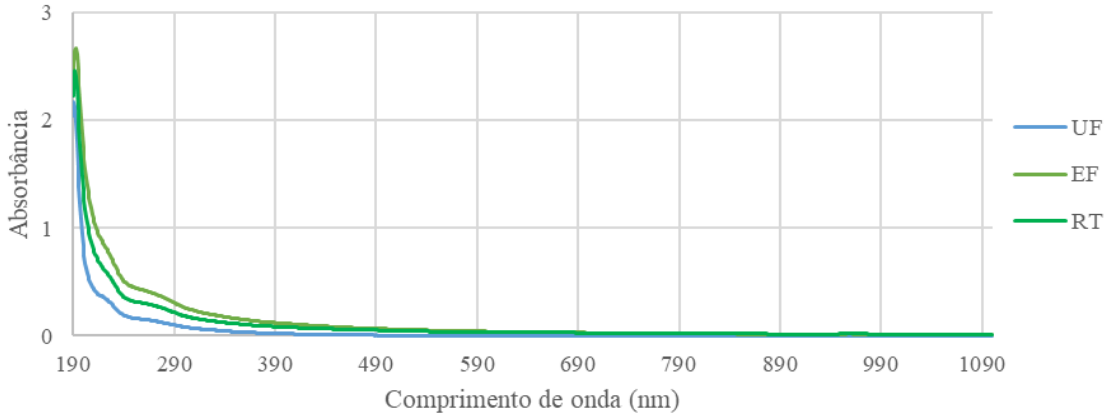


Figura 5. Espectro de absorbância das amostras coletadas do sistema de tratamento investigado. UF: Permeado; EF: Efluente secundário; EB: Esgoto bruto; RT: Retrolavagem.

Qualidade do permeado: Viabilidade do reúso

Efluente de alimentação (EF)

O sistema de lagoa de estabilização da ETE Mangabeira apresenta eficiência média esperada, em termos de matéria orgânica e coliformes termotolerantes (Tabela 4) (Von Sperling, 2017). É possível constatar a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de $DBO_{5,20}$ (89%), DQO (75%) e UV_{254} (40%), e de coliformes termotolerantes (99%). O efluente final do sistema encontra-se dentro dos limites estabelecidos pela

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

legislação vigente para lançamento em corpo hídrico (Brasil, 2011; Paraíba, 1988), nos quais estabelecem um pH entre 5 e 9 e uma $DBO_{5,20}$ máxima de 60 mg. L^{-1} com remoção mínima de 60%.

Ao analisar os efluentes domésticos secundários aplicados a sistemas de pós-tratamento piloto com membrana de ultrafiltração, é possível observar que o efluente final da ETE Mangabeira apresenta fração orgânica relativamente maior (entre 4 e 35 vezes) em comparação aos da literatura citados na Tabela 1. A DQO dos efluentes da literatura foram abaixo de 10 mg O_2. L^{-1} (Chon *et al*., 2013; Lee *et al*., 2017), com valor máximo de 49 mg O_2. L^{-1} (Falsanisi *et al*., 2009). Já no efluente da ETE Mangabeira, a DQO foi em torno de 180 mg O_2. L^{-1} (Tabela 2). Consequentemente, a carga orgânica superficial (COS) do sistema de pós-tratamento da presente pesquisa alcançou valores superiores (1.2-1.7 kg. m^{-2}) aos trabalhos consultados (0.1-0.8 kg. m^{-2}) (Tabela 1).

A carga orgânica elevada é resultante da presença de algas, característico de lagoas facultativas. As algas produzem biopolímeros, entre proteínas e polissacarídeos identificados como os principais responsáveis por incrustação irreversível em membranas de ultrafiltração (Zhang e Fu, 2018; Zheng *et al*., 2017; Fan *et al*., 2008).

Dentre as estratégias de controle de incrustação causada por algas em membranas filtrantes citadas por Zhang e Fu (2018), destacam-se o uso de materiais hidrofílicos nas membranas, o incremento da forma de cisalhamento e pré-tratamentos ao efluente de alimentação. Segundo o fabricante da membrana utilizada, o polímero polietersulfona é hidrofílico. Quanto a força de cisalhamento, as membranas operaram no modo perpendicular, ou seja, na ausência de força de cisalhamento. Em relação aos pré-tratamentos, os parâmetros de DQO e sólidos totais das amostras do efluente da lagoa facultativa antes e após as pré-filtrações (filtro de areia e filtro de tela) não apresentaram diferença significativa. Na Tabela 5, é possível observar que os t_{cal} estão dentro do intervalo dos t_{tab}, indicando que não há evidência de que as amostras provêm de populações com médias diferentes.

A coagulação também é um pré-tratamento indicado e diversos autores avaliaram sua aplicação em linha (Lee *et al*., 2017; Zheng *et al*., 2012; Fan *et al*., 2008; Decarolis *et al*., 2001). Neste formato, a coagulação não melhora a qualidade do efluente de alimentação, uma vez que os flocos formados não são removidos, mas atua no controle da incrustação irreversível. No sistema da pesquisa, esta etapa foi essencial para a manutenção da pressão transmembrana ao longo do tempo.

Ressalta-se, ainda, que o concentrado da retrolavagem, um dos desafios dos PSM, é rico em algas, que podem ser recuperadas para diversos fins. Segundo Oliveira *et al*. (2018), o material lipídico extraído das algas encontradas em lagoa de estabilização tem potencial para produção de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

biodiesel. A retrolavagem das membranas de ultrafiltração do sistema da pesquisa apresentou uma concentração média de 271.6 mg. L^{-1} (n = 13; C.V. = 36.9) de sólidos totais voláteis e 471.4 mg. L^{-1} de demanda química de oxigênio (n= 14; C.V. = 70.16), representando um fator de concentração de 1.8 e 2.6, respectivamente, em relação ao efluente de lagoa de estabilização.

Tabela 4. Caracterização das amostras do sistema e suas eficiências de remoção.

Parâmetro	Esgoto bruto			Efluente secundário				Permeado			
	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	Eficiência (%)	n	Média	C.V.	Eficiência (%)
CT (UFC .100 mL^{-1})	11	1,1E+07	23.8	12	7,1E+04	66.0	99	24	Ausente	-	100
$DBO_{5,20}$ (mg O_2. L^{-1})	16	367.4	35.4	20	39.2	36.9	89	35	4.9	96.4	87
DQO (mg O_2. L^{-1})	16	734.1	39.7	20	181.5	27.0	75	37	26.5	73.1	85
pH	16	7.3	2.1	20	7.7	3.0	-	40	7.3	1.8	-
ST (mg. L^{-1})	13	664.2	27.9	18	434.0	13.4	35	37	318.1	20.6	27
STF (mg. L^{-1})	13	290.0	30.9	18	279.8	13.2	4	37	256.6	15.6	8.3
STV (mg. L^{-1})	13	374.2	61.3	18	154.3	41.9	59	37	61.5	88.9	60
UV_{254} (cm^{-1})	10	0.8	16.0	11	0.5	5.6	40	22	0.2	13.8	58

CT: Coliformes termotolerantes; $DBO_{5,20}$: Demanda biológica de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio; pH: Potencial hidrogenado; ST: Sólidos totais; STF: Sólidos totais fixos; STV: Sólidos totais voláteis; UV_{254}: Absorbância do comprimento de onda 254 nm. UFC: Unidade formadora de colônia. C.V.: Coeficiente de Variação (%). n: número de amostras.

Tabela 5. Teste estatístico das amostras do efluente da lagoa facultativa.

Parâmetro	TS (mg/L)			DQO (mg/L)		
	F	EF	Δ	F	EF	Δ
Média	434.06	450.26	-21.33	181.50	205.75	-7.89
Desvio	58.09	99.99	84.90	49.07	71.87	17.34
n	18	19	18	20	20	18
*t*tab		±2.1			±2.1	
*t*cal		-1.1			-1.9	

EF: Efluente da lagoa facultativa bruto; E: Efluente da lagoa facultativa pré-filtrado. Δ: Diferença entre F e EF. n: número de amostras.

Oron *et al*. (2008) obtiveram um fator de concentração de 2.3 de demanda química de oxigênio, semelhante ao obtido na pesquisa. Zhang *et al*. (2010) alcançaram um fator de concentração de 150 em termos de massa em experimento laboratorial com suspensão de algas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Permeado (UF)

As características físicas, químicas e microbiológica do permeado, bem como a eficiência média de remoção de cada parâmetro em relação ao efluente de alimentação, são apresentadas na Tabela 4. Observou-se que o permeado apresentou elevada remoção de matéria orgânica em termos de $DBO_{5,20}$ (87%), DQO (85%) e UV_{254} (58%) e a ausência de coliformes termotolerantes. A adição de coagulante em linha possivelmente provocou a redução no pH, uma vez que os íons são permeáveis pela membrana. Constatou-se também que apenas uma fração dos sólidos (27%) foi retida.

A elevada eficiência de remoção da matéria orgânica relaciona-se também com a elevada carga orgânica do efluente da lagoa facultativa (Tabela 4), em comparação a outros sistemas de pós-tratamento de ultrafiltração para efluente sanitário da literatura (Tabela 1). Como resultado da seletividade da membrana, o permeado apresentou elevada qualidade nos padrões ambiental e de saúde: reduzida carga orgânica (DQO de 27 mg O_2. L^{-1}) e ausência de coliformes termotolerantes, semelhante à qualidade de permeados da literatura (Chon *et al*., 2013; Zheng *et al*., 2012; Falsanisi *et al*., 2009; Oron et al., 2008; Decarolis *et al*., 2001).

O permeado apresentou visualmente mudança em sua coloração em relação as amostras das outras etapas da ETE (Figura 5). Um tom verde-escuro é observado no concentrado da retrolavagem e um tom verde-claro no efluente da facultativa, indicando a presença de algas.

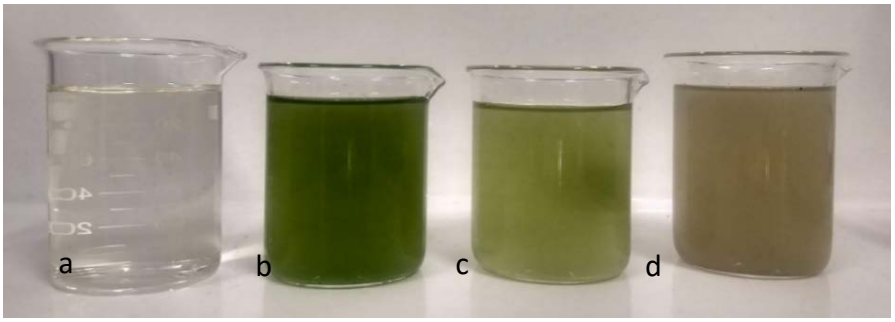


Figura 5. Aspecto visual das amostras coletadas. a) permeado; b) concentrado da retrolavagem; c) efluente secundário; d) e esgoto bruto.

Considerando os parâmetros utilizados na pesquisa, o permeado se enquadra em diversas modalidades de reúso, exigida a níveis nacional e internacional (Tabela 6). Conforme legislação nacional, o permeado pode ser utilizado para lavagem de pisos e calçadas, descargas sanitárias e irrigação de pomares, cereais e forragem, correspondendo as classes 2, 3 e 4 (ABNT, 1997).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Segundo as normas estaduais o permeado pode ser usado para fins urbanos, agrícola, ambiental e aquicultura (Ceará, 2017; São Paulo, 2017). A nível internacional, o permeado enquadra-se em todas as classes - urbana, agrícola, ambiental, industrial e recreativo - das normas dos Estados Unidos (2012) e da Espanha (2007) e em todas as classes de exposição – elevada, média, baixa e extra baixa – da norma da Austrália (2011).

Tabela 6. Comparação entre qualidade do permeado e padrões mais restritivos de reúso consultados.

Parâmetro	Permeado	Brasil	São Paulo	Ceará	Estados Unidos	Espanha	Austrália
CT (UFC .100 mL^{-1})	Ausente	<200	N. D.	≤ 1000	Ausente	Ausente *	< 1
$DBO_{5,20}$ (mg O_2. L^{-1})	4.9	-	≤ 10	-	≤ 10	-	< 10
pH	7.3	6 a 8	6 a 9	6 a 8.5	6 a 9	-	6.5 - 8.5

Fonte: AUSTRÁLIA (2011); ABNT (1997); CEARÁ (2017); ESPANHA (2007); SÃO PAULO (2017); USEPA (2012).
**Escherichia coli. N. D.: Não detectável.*

Conclusão

- Foi observada a manutenção da pressão transmembrana em fluxos relativamente baixos nas condições operacionais impostas.
- A estabilidade da pressão transmembrana do sistema de pós-tratamento dependeu fortemente da adição de coagulante em linha;
- O efluente de alimentação limitou as condições de filtração do sistema, necessitando-se de avaliação das condições operacionais (modo de filtração e pré-tratamentos) para viabilizar a combinação;
- O permeado apresentou baixa carga orgânica e ausência de bactérias termotolerantes, o que possibilita sua reutilização em diversas modalidades, incluindo fins urbanos e industriais;
- A retrolavagem apresentou um fator de concentração de 1.8 de sólidos voláteis totais e 2.6 de demanda química de oxigênio em relação ao efluente de lagoa de estabilização.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, à FINEP por apoio ao Projeto Bramar pelas instalações cedidas e apoio na execução dos experimentos e à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba pela parceria no Projeto BRAMAR.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Referências bibliográficas

APHA, AWWA, WEF (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19ª Ed. American Public Health Association, Washington, DC.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação*: NBR 13.969. Rio de Janeiro.

ANA, Agência Nacional de Água e Saneamento (2017) Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília.

Austrália (2011) Departamento de Saúde. *Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia*. Perth.

Benito, A., Garcia, G., Gonzales-Olmos, R. (2017) Fouling reduction by UV-based pretreatment in hollow fiber ultrafiltration membranes for urban wastewater reuse. *Journal of Membrane Science*, **536**, 141-147.

Bourgeous, K. N., Darby, L., Tchobanoglous, G. (2001) Ultrafiltration of wastewater: effects of Particles, mode of operation, and backwash effectiveness. *Water Resources*, 35, 77-90.

Brasil (2011) *Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.* Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Ceará (2017) *Resolução n° 02, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras*, Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) do Ceará.

Chon, K., Cho, J., Shon, H. K. (2013) A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration, and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropollutants, and characterization of membrane foulants. *Bioresource Tecnology*, **141**, 109-116.

Decarolis, J., Hong, S., Taylor, J. (2001) Fouling behavior of a pilot scale inside-out hollow fiber UF membrane during dead-end filtration of tertiary wastewater. *Journal of Membrane Science*, **191**, 165-178.

Espanha (2007) Real Decreto n° 1620, 07 de dezembro de 2007.

Falsanisi, D., Liberti, L., Notarnicola, M. (2009) Ultrafiltration (UF) Pilot Plant for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture: Impact of the Operation Mode on Process Performance. *Water*, **1**, 872-885.

Fan, L., Roddick, F. A., Nguryen, T. (2008) Low-pressure membrane filtration of secondary effluent in water reuse: Pretreatment for fouling reduction. *Journal of Membrane Science*, **320**, 135-142.

Ferrer, O., Lefèvre, B., Prats, G., Bernat, X., Gibert, O., Paraira, M. (2015) Reversibility of fouling on ultrafiltration membrane by backwashing and chemical cleaning: differences in organic fractions behaviour. *Desalination and Water Treatment*, p. 15.

Filloux, E., Teychene, B., Tazi-Pain, A. Croue, J. P. (2014) Ultrafiltration of biologically treated domestic wastewater: How membrane properties influence performance. *Separation and Purification Technology*, **134**, 178-186.

Florentino, A. P., Costa, M. C., Nascimento, J. G. S., Abdala-Neto, E. F., Mota, C. R., Santos, A. B. (2019) Identification of microalgae from waste stabilization ponds and evaluation of electroflotation by alternate current for simultaneous biomass separation and cell disruption. Engenharia Sanitária e Ambiental, **24**(1), 177-186.

João Pessoa (2015) *Plano Municipal de Saneamento Básico de João Pessoa*. João Pessoa, Paraíba. 2015.

Kasi, M., Simsek, H., Ahlschlager, S., Ritterman, K., Hausauer, J., Hoff, J., Khan, E. (2017) Impact of operations and cleaning on membrane fouling at a wastewater reclamation facility, Journal of Environmental Management, **193**, 326-333.

Lee, S., Ihara, M. Yamashita, N., Tanaka, H. (2017) Improvement of virus removal by pilot-scale coagulation ultrafiltration process for wastewater recfllamation: effect of optimization of pH in secondary effluent. *Water Research,* 21 pp.

Mara, D. (2009) Waste stabilization ponds: past, present and future. *Desalination and Water Treatment*, **4**, 85-88.

Mendonça, S. R. (2017) *Avaliação de desempenho e diagnóstico operacional da ETE Mangabeira*. Ideia: João Pessoa, 62 pp.

Metcalf e Eddy (2016) *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5º ed. (traduzida). Porto Alegre: AMGH. 1980 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77927
Vol. 15, No.1, 326-343
6 de abril de 2022

Oliveira, K. P., Araújo, A. L. C., Costa, M. (2018) Extração e caracterização do óleo de microalgas de lagoa de estabilização. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, **7**(3), 320-349.

Oriol, G. G. (2013) *Optimization of ultrafiltration membrane cleaning processes. Pretreatment for reverse osmosis in seawater desalination plants*. Doutorado. Universitat Rovira i Virgili, Tarregona, 137 pp.

Oron, G., Gillerman, L., Bick, A., Manor, Y., Buriakovsky, N., Hagin, J. (2008) Membrane technology for sustainable treated wastewater reuse: agricultural, environmental and hydrological considerations. *Water Science & Technology*, **57**(9), 1383- 1388.

Paraíba (1988) *Norma Técnica nº 301, de 24 de fevereiro de 1988*, Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA).

Peng, S., He, X., Pan, H. (2018) Spectroscopic study on transformations of dissolved organic matter in coal-to-liquids wastewater under integrated chemical oxidation and biological treatment process. *Journal of Environmental Sciences*, **70**, 206-216.

Rodrigues, M. I; Lemma, A. F. (2009) Tópicos de estatística elementar. In Rodrigues, M. I., Lemma, A. F. *Planejamento de experimentos e otimização de processos*. 2ª edição – Campinas, SP, 7-95.

São Paulo (2017) *Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01, de 28 de junho de 2017*, Secretaria de Saúde (SES), Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SMA) e Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos (SSRH).

Say, N. O. ; Bayar, S. ; Gurol, M. D. ; Karagunduz, A. (2017) Submerged microfiltration membrane performances of microalgal biomass cultivated in secondary effluent. *Desalination and Water Treatment*, **66**, 42-49.

Soydemir, G., Gurol, M. D., Hocaoğlu, S. M., Karagündüz, A. (2020) Fouling mechanisms of membrane filtration of mixed microalgal biomass grown in wastewater. *Water Science & Technology*, **81**, 2127-2139.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (2012). *Guidelines for water reuse*. Cincinnati, Ohio.

USEPA, United States Environmental Protection Agency (2011). *Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers and managers*. Cincinnati, Ohio.

Von Sperling, M. (2017) *Lagoas de estabilização*. 3ª edição, Editora UFMG, Belo Horizonte (MG), 196 pp.

Widiasa, I. N., Susanto, H. (2011) Performance of an Ultrafiltration Membrane Pilot System for Treatment of Waste Stabilization Lagoon Effluent. *Journal of Environmental Science and Engineering*, **5**, 962-970.

Yang, J., Monnot, M., Eljaddi, T., Ercolei, L., Simonian, L., Moulin, P. (2021) Ultrafiltration as tertiary treatment for municipal wastewater reuse. *Separation and Purification Technology*, **272**(1 Octuber 2021), 118921.

Zhang, X., Hu, Q., Sommerfeld, M., PURUHITO, E. CHEN, Y. (2010) Harvesting algal biomass for biofuels using ultrafiltration membranes. *Bioresource Technology*, **101**, 5297-5304.

Zhang, Y., Fu, Q. (2018) Algal fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes and control strategies: a review. *Separation and Purification Technology*, **203**, 193-208.

Zheng, X. Mehrez, R., Jekel, M., Ernst, M. (2009) Effect of slow sand filtration of treated wastewater as pre-treatment to UF. *Desalination*, **249**, 591-595.

Zheng, X., Plume, S., Ernst, M., Croue, J-P., Jekel, M. (2012) In-line coagulation prior to UF of treated domestic wastewater – foulants removal, fouling control and phosphorus removal. *Journal of Membrane Science*, 403-**404**,129-139.

Zheng, X., Zietzschann, F., Plume, S., Paar, H., Ernst, M., Wang, Z., Jekel, M. (2017) Understanding and control of biopolymer fouling in ultrafiltration of different water types. *Water*, **9**, 17 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

PROPOSTAS DE COMBINAÇÕES DE MACRÓFITAS PARA USO EM *WETLAND* CONSTRUÍDOS A PARTIR DE MODELOS NATURAIS DE LAGOAS RASAS

* Victória Bermúdez [1]
Helena Becker [2]
Kelly Rodrigues [1,3]
Lígia Matias [1]

PROPOSALS OF MACROPHYTS COMBINATIONS FOR USE IN CONSTRUCTED WETLAND FROM NATURAL MODELS OF SHALLOW LAKES

Recibido el 28 de diciembre de 2020. Aceptado el 18 de agosto de 2021

Abstract

Constructed wetland systems tend to maintain the model of monospecific macrophyte formations. This trend continues due to the lack of applied studies on the interaction of aquatic flora with the functioning of the natural ecosystem. However, the increase in species richness and the knowledge of their respective interactions can optimize the efficiency of treatment due to the integral occupation of the water depth. The objective of this work was to survey the aquatic macrophyte communities in the shallow lentic environments of the semiarid region, as well as the trophic status of 27 water bodies, in order to find models with greater species richness to propose models of macrophyte combinations to be used. in built wetland system. Most water bodies were classified as permanent and ultraoligotrophic. The aquatic flora was composed of 42 species belonging to 21 families. The species *Echinodorus subalatus* (48%) was the most abundant in the region. Based on the results, four models of macrophyte combinations were suggested for use in a constructed wetland system, each showing variations in the combinations of different forms of macrophyte growth, in the frequency of association between them in natural environments, in the index of similarity of species and nitrogen contents of the lakes.

Keywords: aquatic macrophytes, residual waters, temporary pools, trophic state.

[1] Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Ceará, Brasil.
[2] Departamento de Química Orgânica e Inorgânica, Universidade Federal do Ceará, Brasil.
[3] Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal do Ceará, Brasil.
*Autor correspondente: Departamento de Biologia, bloco 906, Universidade Federal do Ceará, Brasil, CEP:60440-900, Fortaleza, CE, Brasil. Email: vmsbermudez@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Resumo

Os sistemas de *wetlands* contruídos tendem a manter o modelo de formações monoespecíficas de macrófitas. Esta tendência se mantém devido à ausência de estudos aplicados quanto a interação da flora aquática com o funcionamento do ecossistema natural. Porém, o aumento da riqueza de espécies e o conhecimento de suas respectivas interações podem otimizar a eficiência do tratamento devido à ocupação integral da lâmina d'água. O objetivo deste trabalho foi realizar o levantamento das comunidades de macrófitas aquáticas dos ambientes lênticos rasos da região semiárida, bem como o estado trófico de 27 corpos hídricos, visando encontrar modelos com maior riqueza de espécies para ser proposto modelos de combinações de macrófitas para serem utilizadas em sistema de *wetland* construído. A maioria dos corpos hídricos foram classificados como permanentes e ultraoligotróficos. A flora aquática foi composta por 42 espécies pertencentes a 21 famílias. A espécie *Echinodorus subalatus* (48%) foi a mais abundante na região. Com base nos resultados, quatro modelos de combinações de macrófitas foram sugeridos para a utilização em um sistema de *wetland* construído, cada qual apresentando variações nas combinações das diferentes formas de crescimento das macrófitas, na frequência de associação entre estas em ambientes naturais, no índice de similaridade de espécies e nos teores de nitrogênio das lagoas.

Palavras chave: água residual, lagoas temporárias, estado trófico, macrófitas aquáticas.

Introdução

A região semiárida se caracteriza pela irregularidade pluviométrica e pelos elevados índices de evapotranspiração que interagem com os processos de degradação ambiental e desertificação provocados pelo uso não sustentável dos recursos hídricos. Diante desse cenário, alternativas para enfrentar a problemática da escassez de água e que não comprometam negativamente os ecossistemas da região são fundamentais em cenários futuros.

Este cenário se torna preocupante se considerarmos que grande parte da população do semiárido brasileiro está diretamente vinculada com a agricultura familiar e busca seu sustento em recursos que encontram próximo a sua moradia (Furtado *et al.,* 2017, Blaikie *et al.*, 2014). Além disto, a maior parte dessa população não possui saneamento básico (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento-SNIS, 2018), ou seja, provavelmente o esgoto doméstico é lançado de forma irregular, poluindo assim o corpo hídrico mais próximo. Por isso, o desenvolvimento de tecnologias de tratamentos de águas residuais unifamiliares capazes de seu reaproveitamento permitirá o aumento da disponibilidade de água no Nordeste, assegurando a principal fonte de renda do agricultor familiar de pequeno porte e no desenvolvimento das cidades.

Entre as tecnologias sustentáveis de tratamento de água residual para o semiárido destaca-se o sistema de *wetland* construído. Este sistema tem se mostrado eficiente no tratamento de águas residuárias domésticas (He *et al.,* 2018, Kumar e Dutta 2019, Andreo-Martinéz *et al.,* 2017) e

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

industriais (Huang *et al.,* 2018, Chandanshive *et al.,* 2017). Estes sistemas reproduzem a dinâmica de áreas alagadas naturais e são constituídos basicamente por macrófitas aquáticas, substratos (material filtrante) e a microbiota do meio, que melhoram a qualidade das águas poluídas e auxiliam no tratamento (Ilyas e Masih, 2017).

Para que o sistema de wetland construído opere de forma eficaz, os constituintes devem otimizar a sustentabilidade e a simplicidade das partes constituintes perante os custos de construção e operacionalização (Von Sperling e Sezerino, 2018). A escolha da macrófita deve contemplar a tolerância aos poluentes presentes no efluente a ser tratado, uma vez que os processos biogeoquímicos no corpo d'água e nos sedimentos são predominantemente influenciados pela espécie a ser manejada (Rejmankova, 2011). Desta forma, as características biológicas das espécies e as respectivas funções que desempenham em áreas alagadas naturais como as lagoas rasas, nos permite entender os processos básicos do ecossistema, de modo a permitir a utilização destes recursos em sistemas wetlands construídos.

Tradicionalmente, diversas macrófitas estão sendo utilizadas nesses sistemas como *Typha latifolia* L. (Rehman *et al.,* 2017), *Spartina patens* (Aiton) Muhl. (Lopardo *et al.,* 2019), *Typha domingensis* Pers. (Silvestrini *et al.,* 2019) e *Phragmites australis* (Cav) Steud. (PH) (Hijosa *et al.,* 2016). Porém estes estudos não contemplaram um estudo prévio sobre as relações ecológicas dessas em seu ambiente natural, levando a um longo processo de aplicação de ensaios de modo a determinar a constituição dos sistemas.

Portanto, este trabalho teve como objetivo propor modelos de combinações de macrófitas baseando-se em sistemas naturais das lagoas rasas situados na região do semiárido, de modo a sugerir sistemas com maior riqueza de espécies de macrófitas em *wetland* construído e por tanto, potencializar uma maior eficiência de tratamento de águas residuais em sistema de *wetland* construído.

Materiais e métodos

Área de estudo

A área estudada encontra-se em dois municípios brasileiros do Estado do Ceará, Iguatu e Cedro, (entre 39º25’21.289”-39º11’33.136”W e 6º32’18.792”-6º27’25.839”S) ambos localizados no centro sul do Estado. A área está situada na bacia do Alto Jaguaribe como principal fonte de água da região, com clima semiárido (BSh, segundo a classificação de Köppen-Geiger) (Alvares *et al*., 2013), com uma precipitação anual média de 927.3 mm por ano (FUNCEME, 2017). De acordo com a média histórica (FUNCEME, 2017), as chuvas são sazonais com período chuvoso iniciando em janeiro e estendendo-se até maio, cujos maiores índices pluviométricos ocorrem nos meses de março e abril; seguido pelo período seco (ausência de chuvas ou chuvas isoladas abaixo de 50 mm) que ocorre de junho a dezembro.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Pontos de coleta

A pesquisa se baseou em dados não publicados de 27 corpos hídricos situados na área estudada (Normando, 2011) pertencentes ao banco de dados do Laboratório de Taxonomia de Angiospermas do Departamento de Biologia da UFC (Figura 1, Tabela 1). Os corpos hídricos foram georrefenciados em campo por GPS para a preparação do mapa de localização em ARCGIS 9.2 (Esri 2006, USA) e ERDAS IMAGINE 9.1 (Leica Geosystems 2006, USA) softwares. A área dos corpos hídricos foi determinada através de imagens obtidas pelo satélite Landsat-5 sensor TM na órbita 217 e ponto 64, provenientes do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As imagens foram analisadas com os *softwares* ARCGIS 9.2, ERDAS IMAGINE 9.1 e IMAGEJ 1.43 e das extensões *Hawth's Analysis Tools* e *XToolsPro*, ambas para ArcGIS. Este estudo prévio indicou que a maioria dos corpos hídricos amostrados (70%) possuíam área menor a 3 ha (Tabela 1).

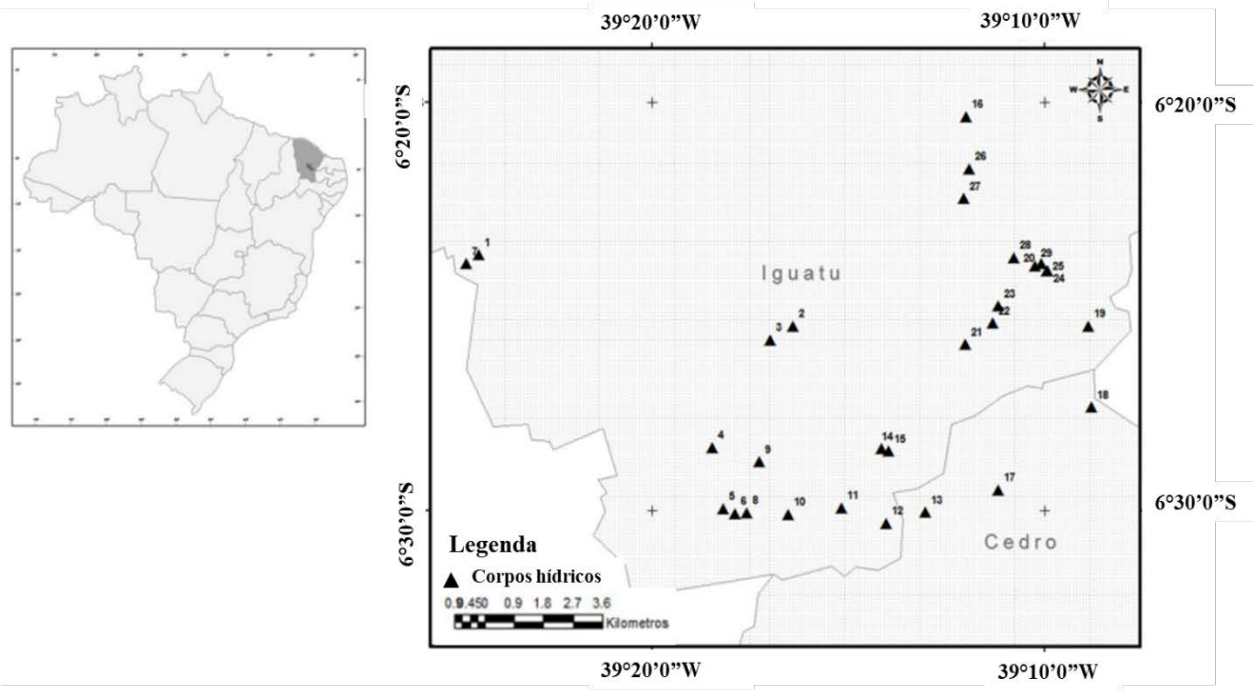


Figura 1. Área de localização dos corpos hídricos estudados, na região centro-sul do estado do Ceará. Os números correspondem à coordenada de cada corpo hídrico (Tabela 1). (Fonte: Normando 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Tabela 1. Áreas e coordenadas geográficas (graus decimais) dos 27 lagos rasos amostrados no Estado do Ceará, Brasil. (Fonte: Normando, 2011).

Município	Lago	Área da lagoa (ha)	Coordenadas geográficas	Categoria de permanência
Iguatu	1	0.45	-6.4247 S -39.2732 W	Semipermanente
Iguatu	2	1.08	-6.4304 S -39.2831 W	Semipermanente
Iguatu	3	0.68	-6.4743 S -39.3077W	Intermitente
Iguatu	4	0.46	-6.4992 S -39.3029 W	Intermitente
Iguatu	5	0.83	-6.5011 S -39.2979 W	Intermitente
Iguatu	6	6.79	-6.3993 S -39.4121 W	Intermitente
Iguatu	7	1.73	-6.5009 S -39.2928 W	Semipermanente
Iguatu	8	3.10	-6.4801 S -39.2876 W	Semipermanente
Iguatu	9	11.79	-6.5015 S -39.2755 W	Efêmera
Iguatu	10	2.96	-6.4988 S -39.2527 W	Semipermanente
Iguatu	11	1.88	-6.5051 S -39.2340 W	Semipermanente
Cedro	12	29.41	-6.5006 S -39.2173 W	Semipermanente
Iguatu	13	2.56	-6.4757 S -39.2329 W	Semipermanente
Cedro	14	7.16	-6.4915 S -39.1864 W	Intermitente
Cedro	15	7.08	-6.4577 S -39.1466 W	Permanente
Iguatu	16	2.51	-6.4247 S -39.1481 W	Efêmera
Iguatu	17	0.47	-6.3992 S -39.1680 W	Permanente
Icó	18	0.82	-6.4234 S -39.1886 W	Permanente
Iguatu	19	0.35	-6.4165 S -39.1861 W	Permanente
Iguatu	20	0.44	-6.4021 S -39.1653 W	Episódica
Iguatu	21	1.33	-6.4022 S -39.1656 W	Permanente
Iguatu	22	0.70	-6.3604 S -39.1985 W	Semipermanente
Iguatu	23	1.89	-6.3726 S -39.2010 W	Semipermanente
Iguatu	24	0.58	-6.3968 S -39.1796 W	Intermitente
Iguatu	25	0.49	-6.4001 S -39.1706 W	Intermitente
Iguatu	26	0.58	-6.3968 S – 39.1796 W	Intermitente
Iguatu	27	0.49	-6.4001S -39.1706 W	Semipermanente

Ánalises físico-químico da água

Para cada recurso hídrico, uma amostra de 1L de água foi obtida e armazenada em um recipiente estéril (autoclavado por 15 min à 121°C) e transportado em caixa refrigerada para posterior análises no Laboratório de Química Ambiental da *UFC (*Nomando 2011**)**. As análises seguiram o método APHA (2005) para determinação de nitrogênio total (método 4500A), fósforo total (método 4500-P E), clorofila-A (método 10.200H), pH e potencial de condutividade elétrica (método 2510 B).

Após a determinação destes parâmetros foi calculado o Índice do Estado Trófico (IET) para as lagoas analisadas, segundo Lamparelli (2004).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Amostragem das macrófitas aquáticas

A amostragem das macrófitas aquáticas foi realizada em comunidades que possuíam fisionomia uniforme e que se desenvolviam no habitat da lâmina d'água, sendo incluídos dados não publicados pertencentes ao banco do Laboratório de Taxonomia de Angiospermas do Departamento de Biologia da UFC (Ibiapina-Santos 2016). A amostragem se fez por transectos equidistantes por 100 m e projetados perpendiculares à borda em direção à região limnética dos lagos rasos até o limite dos bancos de macrófitas aquáticas, os quais variaram de de 100 a 150 m. A classificação da forma de crescimento das macrófitas seguiu Cook (1996), classificando-as em: enraizadas emergentes, enraizadas submersas, enraizadas com folhas e/ou caules flutuantes na lâmina d'água; flutuantes ou submersas livres. Não foram consideradas as helófitas pois não atendem aos sistemas wetland construído, já que as mesmas crescem em ambientes de solo inundado sazonal.

Os espécimes foram herborizados e depositados no Herbário EAC. O sistema de classificação taxonômico está de acordo com APG IV (2016) e os nomes das espécies e as abreviações dos autores de acordo com o International Plant Name Index (IPNI).

Seleção da macrófita principal

A macrófita principal que irá compor a proposta do sistema de *wetland* construído foi selecionada a partir do levantamento florístico, levando em consideração a de maior frequência entre as amostradas.

A forma de vida emergente enraizada foi escolhida por desempenhar funções importantes em sistema *wetland* construído, considerando que esta possui a capacidade de diminuir a velocidade do vento e assim controlar a sedimentação e impedir que os sedimentos entre em suspensão novamente (Vymazal, 2013). Além disto, a decomposição da biomassa favorece o processo de desnitrificação ao fornecer carbono orgânico ao meio (Gottschall *et al*., 2007).

Seleção das macrófitas associadas

Após a escolha da macrófita principal, o delineamento do sistema seguiu um roteiro para identificar quais possíveis combinações com outras macrófitas seriam adequadas para o modelo.

O primeiro passo foi identificar a espécie mais frequente, seguida pelas espécies e respectivas formas de vida que ocorrem com esta. Após esta etapa, foram selecionadas espécies com formas de vida complementar (Tabosa *et al*., 2012), ou seja, espécies com arquitetura vegetativa que não potencializasse a sobreposição com a espécie mais frequente. Isto porque as diferentes espécies macrófitas enraizadas emergentes tendem a potencializa as relações

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

de competição por espaço e por luz no espaço reduzido do wetland construído (Keddy, 2000), de modo que foram retiradas do modelo pois dificultaria o principal objetivo do sistema que é o crescimento da biomassa das espécies e a remoção dos poluentes. Como parte final foi feito o processo relacionando as macrófitas selecionadas às variáveis limnológicas, buscando relações planta-nutriente distintas entre o grupo de espécies.

A determinação da espécie mais frequente foi realizada a partir da tabulação de dados em Excel. A análise das espécies coocorrentes foi feita por gráficos de Venn, utilizando o software Venn no qual foi feito uma representação gráfica dos conjuntos. Foi utilizado a Análise de Correspondência Canônica (CCA) no R *(*Oksanen *et al., 2019)* para avaliar a relação entre as espécies selecionadas e as variáveis limnológicas. E para analisar quais espécies teriam maior similaridade com a espécie mais frequente quanto ao ambiente colonizado, foi utilizado o índice de Jaccard /Teste de similaridade também no R (Oksanen *et al.,* 2019).

Resultados e discussão

Levantamento das macrófitas aquáticas

A flora dos 27 corpos hídricos amostrados foi composta por 41 espécies pertencentes a 21 famílias, sendo representadas por macrófitas emergentes enraizadas (RE) (Tabela 2), emergentes enraizadas com folhas e caules flutuantes (RFC) (Tabela 3), flutuantes livres (FL) (tabela 4), submersas livres (LS) Tabela 5, submersas enraizada (RS) (Tabela 6).

Dentre as famílias amostradas, as Alismataceae se destacaram com 17% entre as espécies, conforme Figura 2. A forma de crescimento predominante foi a emergente enraizada (48%), seguida pela emergente enraizada com caules e folhas flutuantes (24%), conforme Figura 3.

As espécies: *Echinodorus subalatus* (Martius.) Griseb (Alismataceae) e *Nymphaea lingulata* Wiersema (Nymphaeaceae) estiveram presentes na maioria dos corpos hídricos amostrados (Tabelas 2-3), com 48% e 58% respectivamente. Dentre estas espécies, *E. subalatus* foi escolhida como a macrófita principal para a preparação do modelo de um sistema wetland construído, devido à forma de vida emergente enraizada e ser a espécie mais frequente.

A espécie *E. subalatus* pode alcançar até 73 cm de altura, com folhas de 12 a 27 cm de largura (Matias, 2007), sendo conhecida popularmente como língua de vaca ou golfe. Não foram encontradas nas bases científicas (Science Direct, Web Science, Periódicos CAPES, INPI e Espace Net) pesquisas e/ou patentes com utilização da espécie *E. subalatus* em sistemas de tratamento *wetland* construído. Logo, essa espécie pode obter um valor econômico a ser agregado, no que se caracteriza em prospecção biológica já que ainda não foi utilizada.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Tabela 2. Listagem das macrófitas emergentes enraizadas encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Alismataceae	*Echinodorus pubescens* Seub. ex Warm.*	Epub	7, 26
	Echinodorus subalatus (Martius.) Griseb.	Esub	1,4,5,8,9,11,12,13,14,17,19,20,21,22,23,24,25,26
	Echinodorus lanceolatus Rataj	Elan	1,7
	Limnocharis flava (L.) Buch.*	Lfla	5, 6
	Limnocharis laforestii Duschassain	Llaf	5
Cannaceae	*Canna glauca* L.	Cgla	1,18
Cyperaceae	*Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	21,25
	Oxycaryum cubense (Poepp. & Kunth)LYE *	Ocub	1,2,4,9,10,13,14,15,16,24,25
Euphorbiaceae	*Caperonia palustris* (L.) A. St.-Hil.*	Cpal	1,19,20
Maranthaceae	*Thalia geniculata* L.*	Tgen	1,2,4,10,11,14,17,18,23,26
Onagraceae	*Ludwigia hyssopifolia* (G.Don) Exell *	Lhys	2,3,4,5,16,17,20
	Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara*	Llep	1,4,7,9,10,11, 13,15,16
	Ludwigia repens J.R. Forst*	Lrep	14
	Ludwigia tomentosa (Cambess.) H. Hara*	Ltom	12,15
Polygonaceae	*Polygonum ferrugineum* Wedd.*	Pfer	4,9,10,15,16
	Polygonum acuminatum Meisn.	Pacu	12
Pontederiaceae	*Eichhornia heterosperma* Alexander*	Ehet	15,20,21,22,25
Sphenocleaceae	*Sphenoclea zeylanica* Gaertn.*	Szey	7
Typhaceae	*Typha domingensis* Pers.	Tdom	10

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus*.

Tabela 3. Listagem das macrófitas emergentes enraizadas com folhas e caules flutuantes encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Alismataceae	*Hydrocleys nymphoides* (Willd.) Buch.	Hnym	7
	Hydrocleys martii Seub.*	Hmar	2,5,6,7,8,17,19,20,21,22,23,25
Fabaceae	*Neptunia oleracea* Lour.*	Nole	1,7,8,10,11,23,24
	Neptunia plena (L.) Benth.*	Nple	1,2,12,19,21,23,24,25
Menyanthaceae	*Nymphoides indica* (L.) Kuntze*	Nind	9,13,14,15,16
Nymphaeceae	*Nymphaea ampla* DC.*	Namp	1,3,6,8,10,13,16,17
	Nymphaea jamesoniana Planch.*	Njam	10,17, 24
	Nymphaea lasiophylla Mart. & Zucc.	Nlas	3,4,5,7,11,12,16,21,26
	Nymphaea lingulata Wiersema*	Nlin	1,2,3,6,8,9,10,13,14,16,19,20,21,22,24,25
Onagraceae	*Ludwigia helminthorrhiza* (Mart.) H.Hara*	Lhel	1,4,7,9,10,11,12,13,14,15,24

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus.*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Tabela 4. Listagem das macrófitas flutuantes livres encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Araceae	*Lemna aequinoctialis* Welw.*	Laeq	5,12,17,23
	Pistia stratiotes L.	Pstr	1,10,11,17,25,26
	Wolffia columbiana Karsten.*	Wcol	17,23,26
Pontederiaceae	*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms	Ecra	1,7,10,11
Salviniaceae	*Salvinia auriculata* Aubl.*	Saur	1,2,7,10,13,15,16,20,21,24,25,27,28

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus.*

Tabela 5. Listagem das macrófitas submersas livres encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Ceratophyllaceae	*Ceratophyllum demersum L.**	Cdem	1,9,13,25
Characeae	*Chara* sp.*	Cha	7,19

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus.*

Tabela 6. Listagem das macrófitas submersas enraizadas encontradas na área estudada, relacionando as espécies e respectiva presença nos corpos hídricos (CH), conforme numeração da Tabela 1.

Família	Espécie	Código	CH
Cabombaceae	*Cabomba aquatica Aubl.**	Caqu	10
Hydrocharitaceae	*Najas conferta A.Braun**	Ncon	3,7,8,9,10,13,14,22,24

(*) espécies que ocorreram nos mesmos corpos hídricos que *E. subalatus.*

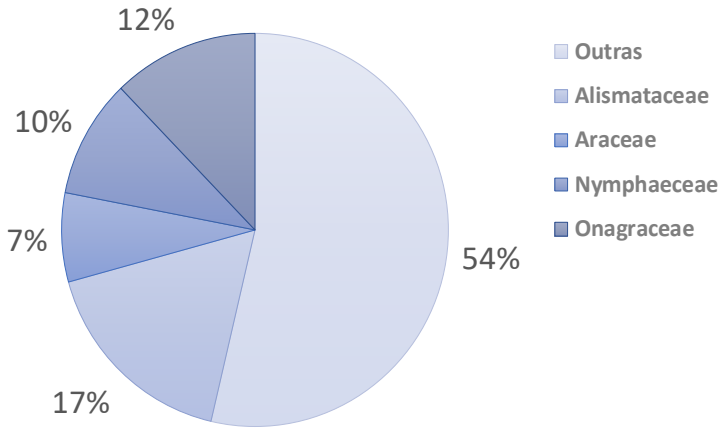


Figura 2. Percentual de espécies das famílias amostradas encontradas na área estudada.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

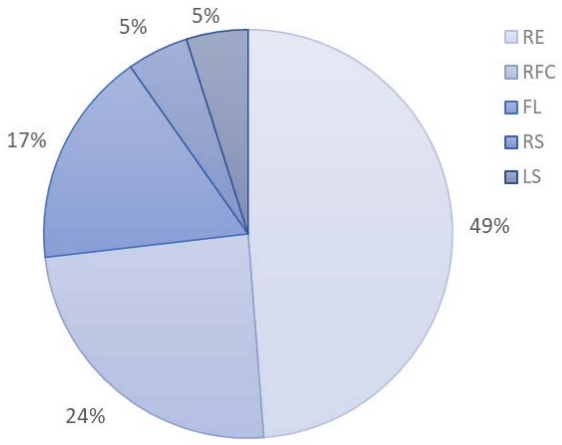


Figura 3. Percentual das formas de crescimento das macrófitas aquáticas amostradas. Forma de Crescimento: emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL), submersa enraizada (RS) e submersa Livre (LS).

Propostas de combinações de macrófitas para um sistema de wetland construído

Além da macrófita principal, para propor um modelo com multiespécies, foi necessário encontrar as macrófitas mais associadas a escolhida como principal.

Combinação de macrófitas de acordo com a forma de crescimento

A determinação das espécies que comumente ocorreram com *E. subalatus* foi primeiramente visualizada por um diagrama de Venn composto por 41 espécies amostradas, evidenciando que apenas 10 espécies não coocorrem (Grupo B) e que 4 espécies coocorrem somente com a presença da mesma (Grupo A) (Figura 4).

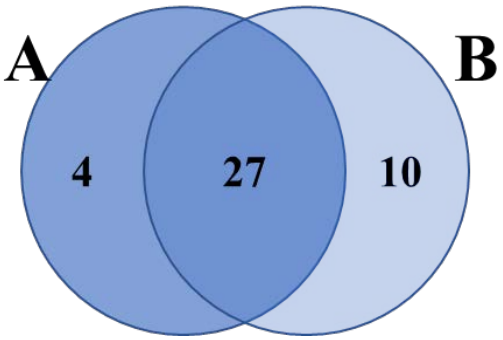


Figura 4. Diagrama de Venn evidenciando o grupo B (espécies que não ocorrem com *E. subalatus*) e grupo A (espécies coocorrentes).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Logo, das 41 espécies amostradas, 31 espécies ocorreram nas mesmas comunidades com E. *subalatus*, sendo que 45% destas apresentaram forma de crescimento emergente enraizada (Tabela 2), 25% de emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (Tabela 3), 16% de flutuante livre (Tabela 4), 2% submersa livre (Tabela 5) e 2% de submersa enraizada (Tabela 6).
Das 4 espécies que ocorreram apenas na presença da *E. subalatus*, duas destas apresentam a forma de crescimento enraizada emergente (*L. flava* (L.) Buch e *E. intersticia* (Vahl) Roem.& Schult, uma com forma enraizada emergente com folhas e caules flutuantes (*N. jamesoniana* Planch.) e uma com forma flutuante livre (*W. columbiana* Karsten) conforme Tabela 7. Destas, as duas espécies com forma de crescimento enraizada emergente foram descartadas (*L. flava* e *E. intersticia*) pela possibilidade de competição intraespecífica com a *E. subalatus*.

Tabela 7. Espécies que ocorreram apenas na presença da espécie *E. subalatus.* Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	Código	FC
Limnocharis flava (L.) Buch.*	Lfla	RE
Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	RE
Wolffia columbiana Karsten.	Wcol	FL
Nymphaea jamesoniana Planch.	Njam	RFC

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por possuírem a mesma forma de crescimento que a Esub.

Logo, considerando as formas de crescimento e a presença exclusiva com *E. subalatus* nas lagoas, uma primeira combinação de macrófitas para sistema *wetland* construído seria composto *E. subalatus*, *W. columbiana* e *N. jamesoniana*. A espécie *W. columbiana* foi cultivada em águas residuais oriundas de um sistema de tratamento ecológico para posterior uso como forragem animal por Roman e Brennan (2019) e observaram um potencial de absorção de traços de poluentes na macrófita. Porém, não foram encontrados trabalhos sobre o uso da espécie *N. jamesoniana* em sistemas de *wetland* construído.

Combinação de macrófitas de acordo com os teores de nitrogênio total

A partir das variáveis físico-químicas analisadas (Tabela 8), foi possível determinar o índice de estado trófico de cada corpo d'agua estudado. A maioria dos corpos hídricos avaliados (62%) são corpos limpos, ou seja, estão em estado ultratrófico com concentrações mínimas de nutrientes que não prejudicam a qualidade da água. Apenas 17% estão em estado eutróficos, ou seja, podem estar sofrendo interferência na sua qualidade de água por atividades antrópicas.

A análise de correspondência Canônica (CCA) evidenciou a relação entre as variáveis ambientais (pH, fósforo, nitrogênio e condutividade elétrica) e a composição de macrófitas aquáticas nos corpos d'água (Figura 5).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Tabela 8. Descritores físico-químicos da água dos corpos hídricos estudados. Clor-a = Concentração de Clorofila-a (mg/L); Ntot = Concentração de nitrogênio total (mg/L); Ptot = Concentração de fósforo total (mg/L); C.E. = Potencial de condutividade elétrica (uS/cm); pH = Potencial hidrogeniônico; Z.E. = Comprimento da zona eufótica (m).

	Descritores						
	Distância entre os corpos hídricos (km)	Clor-a	Ntot	Ptot	C.E	pH	Z.E
Média	11.46	20.22	2.00	0.45	253.87	7.41	0.36
Mínimo	0.03	0.16	0.158	0.013	16.82	6.79	0.10
Máximo	30.07	214.01	5.371	2.507	773.80	7.96	1.13
Desvio padrão	6.62	44.86	1.27	0.59	171.65	0.35	0.24
Mediana	10.99	6.26	1.99	0.25	226.30	7.49	0.30

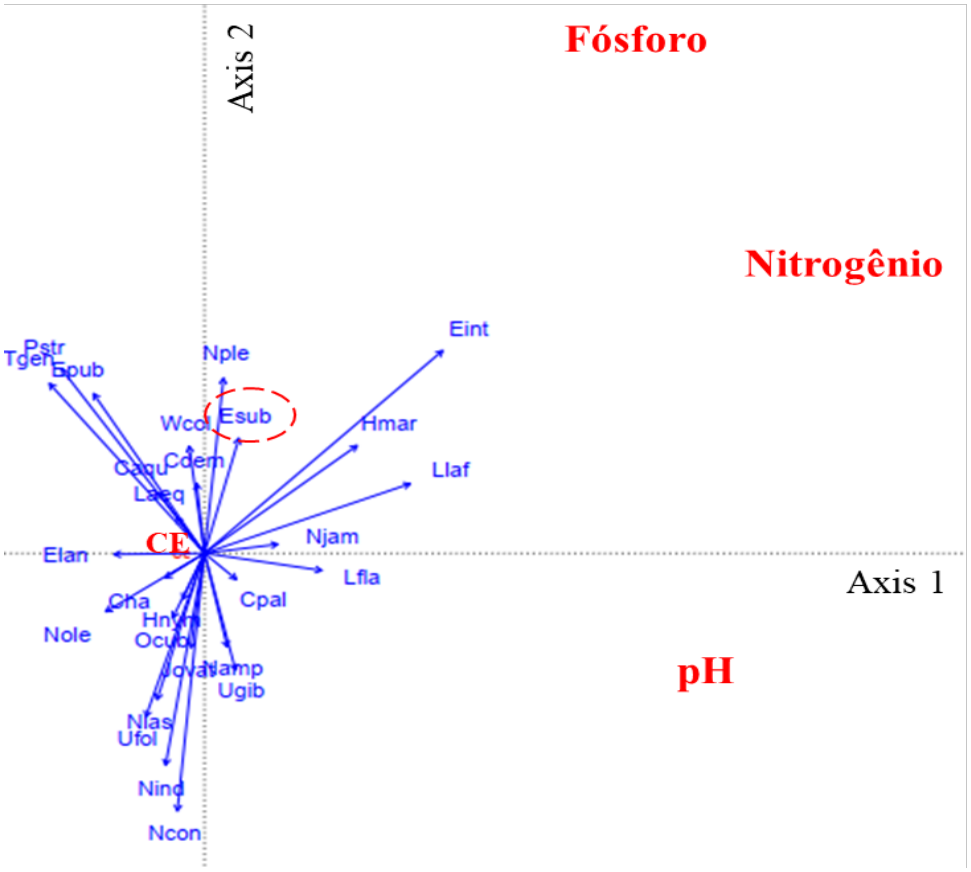


Figura 5. CCA entre as variáveis ambientais e a composição de macrófitas aquáticas nos corpos d'água.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Observando os vetores obtidos pela CCA entre as variáveis ambientais e a composição de macrófitas aquáticas nos corpos d'água foi possível identificar tendências entre os parâmetros analisados. A espécie *E. subalatus* se mostrou relacionada a ambientes com altas concentrações de fósforo. Já em ambientes com altas concentrações de nitrogênio, as espécies *H. martii*, *L. laforestii*, *E. interstincta* e *N. jamesoniana* foram mais influenciadas (Tabela 9).

Tabela 9. Espécies de macrófitas influenciadas pelo Nitrogênio. Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	Código	FC
Hydrocleys martii Seub.	Hmar	RLF
Limnocharis laforestii Duschassain*	Llaf	RE
Eleocharis interstincta (Vahl) Roem. & Schult.*	Eint	RE
Nymphaea jamesoniana Planch.	Njam	RLF

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por possuírem a mesma forma de crescimento que a Esub.

O fósforo e o nitrogênio são os principais nutrientes responsáveis pela poluição de um corpo hídrico, já que altas concentrações podem indicar a presença de esgoto e detergente domésticos e industriais sendo despejado no local (Ricklefs, 2012). Quando em altas concentrações esses nutrientes, juntamente com outros presentes, provocam o enriquecimento da água tornando-a mais eutrófica e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas (Metcalf e Eddy, 1991; Tiessen, 1995). Muitos autores já utilizam o sistema de *wetland* construído para remoção de fósforo e nitrogênio em águas residuais (Huett *et al.,* 2005; Chung *et al*., 2008; Wu *et al*., 2013; Xie *et al*., 2018; Yang *et al*., 2019). De acordo com os autores Vohla *et al.,* (2011), a remoção desses nutrientes por sistemas convencionais de tratamento é uma questão que ainda não foi bem resolvida.

Deste conjunto, ao descartar as espécies que possuem a mesma forma de vida que *E. subalatus*, restaram *N. jamesoniana* e *H. martii*, ambas enraizadas flutuantes. Porém, não foram encontrados trabalhos com estas espécies em sistemas de *wetland* construído. Logo, considerando que *E subalatus* se relaciona com teores de nitrogênio enquanto que, *N. jamesoniana* e *H. martii* se relacionam com teores de fósforo, uma segunda proposição de wetland construído seria formado por *E. subalatus, N. jamesoniana* e *H. martii*. Desta forma, estes sistemas seriam formados por três macrófitas com relações diferenciadas dos nutrientes e com formas de vida complementares, de modo que o *wetland* construído captaria das águas residuais com uma comunidade de plantas aquáticas potencializada para isto.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Combinação de macrófitas de acordo similaridade entre as espécies

O teste de similaridade, utilizando o índice de Jaccard em relação a espécie *E. subalatus*, considerou apenas os dados de presença e ausência de espécies em seu cálculo, cujo o resultado deve estar entre 0 (nenhuma similaridade) e 1 (similaridade completa). Sendo assim, o teste analisou as 31 espécies que ocorreram nas mesmas comunidades com *E. subalatus* (Tabela 7), sendo consideradas apenas as espécies que obtiveram um índice maior que 0.3, conforme Tabela 10.

Tabela 10. Resultados do teste de similaridade pelo Índice de Jaccard (IJ). Forma de Crescimento (FC): emergente enraizada (RE), emergente enraizada com folhas e caules flutuantes (RFC), flutuante livre (FL).

Espécie	IJ	Código	FC
Hydrocleys martii Seub.	0.437	Hmar	RLC
Utricularia foliosa L.*	0.315	Ufol	FL
Salvinia auriculata Aubl.	0.350	Saur	FL
Nymphaea lingulata Wiersema	0.476	Nlin	RLC
Neptunia plena (L.) Benth.*	0.375	Nple	RLC

*Espécies que foram descartadas da proposta de combinação de macrófitas por relacionam de maneira inversa às concentrações maiores de Nitrogênio e Fósforo.

As espécies flutuantes, enraizadas ou livres, foram as que tiveram maior similaridade ao ambiente com a *E. subalatus*. Além disto, essas espécies não competem por espaço por possuírem formas de crescimento diferenciadas de *E. subalatus*. Como *E. subalatus* possui a forma de crescimento enraizada emergente, as suas populações tendem a estabilizar a lâmina d'água em relação à movimentação por ventos ou desníveis do terreno (Esteves, 2011), favorecendo o estabelecimento das formas flutuantes. A espécie *N. lingulata* obteve o índice mais próximo a 1, ou seja, foi a que teve mais similaridade com a *E. subalatus*.

Desta forma, considerando a similaridade entre as espécies, a terceira proposta de sistema de wetlands pode ser formado por *E. subalatus*, *N. lingulata*, H. *martii, S. auriculata* e *U. foliosa.* Porém, *U. foliosa* e *N. plena* se relacionam de maneira inversa às concentrações maiores de Nitrogênio e Fósforo (Figura 5), de modo que existe a possibilidade alta de suas populações não resistirem ao tratamento com águas residuais. Dentre as macrófitas propostas, apenas as da espécie *S. auriculata* já são utilizadas comumente em sistema *wetland* construídos (Petrucio e Esteves, 2000; Espinoza-Quiñones *et al.,* (2009; Henares e Camargo, 2014; Schwantes *et al*., 2019).

Combinação de macrófitas comumente associadas

Considerando que, em todas as análises, as espécies mais comumente associadas à *E. subalatus* foi *N. lingulata* e *H. martii*, a combinação destas três espécies permitirá ao *wetland* uma maior probabilidade de eficiência quanto à captação de nitrogênio e fósforo, além de permitir a ocupação

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

de todo o espaço da lâmina d'água, com menor probabilidade de interferência no crescimento da biomassa vegetal em função de relações de competição entre as espécies (Figura 6). Este sistema pode ser enriquecido com espécies flutuantes livres como *S. auriculata*.

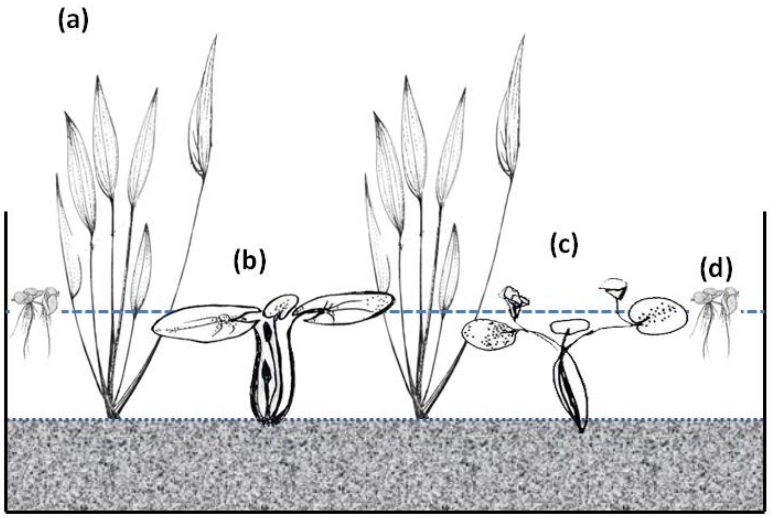


Figura 6. Representação gráfica de combinações de macrófitas propostas para um sistema d *wetland* construído (a) *Echinodorus subalatus,* (b) *Nynphaeae lingulata,* (c) *Hydrocleis martii* e (d*) Salvinia auriculata*.
Fonte: Autores (2021)

A utilização de apenas uma espécie de macrófitas é uma prática bastante comum em sistemas wetland construídos (Perondi et al, 2020; Pires et al., 2020; Fadanelle et al, 2019; Ramos et al, 2017), em dettrimento de propostas de investigação com consórcios de diferentes espécies e sistemas mais diversos.

Os autores Chandanshive et al. (2017) realizaram a comparação entre duas espécies isoladas e em consórcio (*Typha angustifolia* e *Paspalum scrobiculatum*) constatando que, quando as espécies foram associadas, o sistema *wetland* construído foi considerado mais eficaz para o tratamento de águas residuais contendo o corante vermelho congo. Porém, este trabalho não realizou um estudo prévio do desenvolvimento das populações e o perfil de ocupação do espaço físico, o que permitiria ações de manejo para evitar a competição destas espécies que possuem formas de crescimento similares.

No entanto, o uso de macrófitas em consórcio permite o aumento da diversidade da microbiota do meio (Zhang et al., 2017)**,** sendo que estes organismos também contribuem para a remoção dos poluentes presente na água residual (Von Sperling e Sezerino, 2018). Desta forma, wetlands

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

mais diversos projetados com base no conhecimento das associações entre as diferentes espécies em ambientes naturais, não apenas agrega valor funcional a este sistema como também assume uma tendência a ser indicada em projetos futuros.

Configuração do wetland construído

Em relação à configuração do sistema *wetland* construído em que as macrófitas serão utilizadas após sua coleta, a escolha do mesmo deverá ser embasada no afluente a ser tratado (Vymazal e Kropfelová, 2008). Porém, outros critérios devem ser considerados como disponibilidade de área, custo, simplicidade e sustentabilidade, como exemplificado na Figura 7.

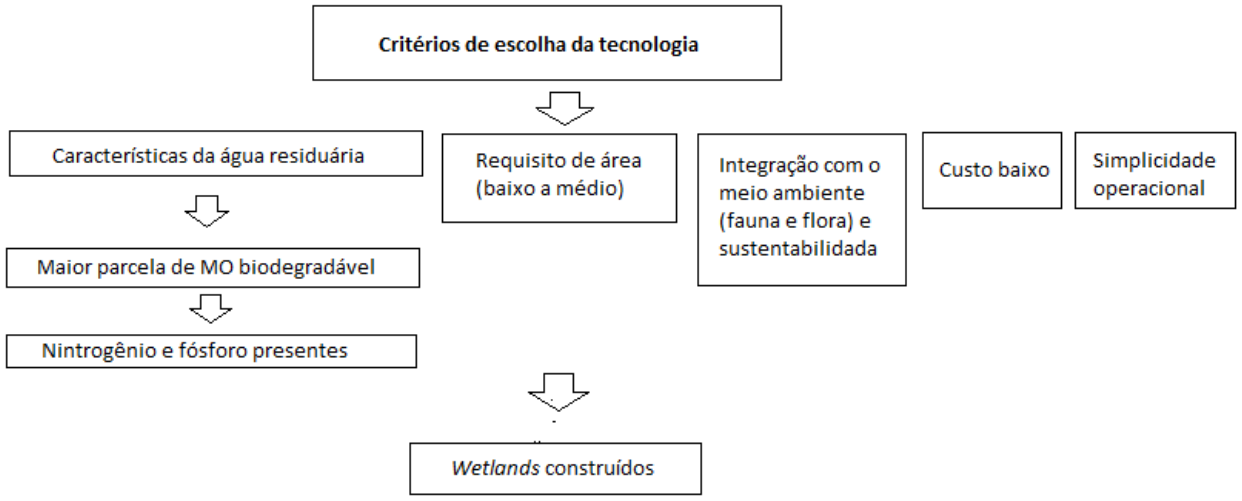


Figura 7. Modelo de escolha que apontam para o uso do sistema *wetland* construído com base em critérios técnicos. *MO: matéria orgânica. Fonte: Autores (2021).*

Como o levantamento foi realizado em uma área semiárida, a proposta de *wetland* construído (WC) pode levar em conta o baixo custo operacional e implantação e que possam ocupar pouco espaço para residências unifamiliares que não possuem rede de tratamento de esgoto da região. Os WCs são classificados em sistemas de escoamento superficial (WC-ES) e subsuperficial horizontal (WC-ESSH) e subsuperficial vertical (WC-ESSV) (Vymazal e Kropfelová, 2008), sendo que o sistema WC-ESSV por ocupa menor área (Kadlec e Wallace, 2009). Estes sistemas obtêm uma eficaz remoção de nitrogênio e matéria carbonácea (Abdelhakeem *et al*., 2016), poluentes encontrados em alta concentração no esgoto doméstico (Sezerino *et al*., 2012).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

A forma de alimentação do sistema também é uma estratégia operacional importante, a qual pode ocorrer em fluxo contínuo, intermitente ou batelada (Zhang *et al*., 2012), sendo que estudos apontam que a alimentação em batelada tem as melhores performances (Wu *et al*., 2015). Outro parâmetro importante para o funcionamento do WC é o substrato, que é o meio suporte para o crescimento das macrófitas e o biofilme formado por micro-organismos. Os substratos convencionais e mais utilizados são brita e areia, podendo ser utilizados em conjunto (Machado *et al*., 2017), observando-se uma tendência também de materiais alternativos como carvão ativado, casca de dendê e tijolos (White *et al*., 2011; Ren *et al*., 2007).

Como visto, os WC têm várias opções de configurações e, para atingir a capacidade máxima de remoção, deve-se atentar a cada uma e selecionar a que melhor se enquadra no objetivo do sistema, buscando-se aperfeiçoá-lo e incorporá-lo cada vez mais ao ambiente como uma tecnologia de grande potencial econômico e sustentável.

O estudo prévio da comunidade de macrófitas do local onde será implantado o sistema *Wetland* construído será de grande ajuda para realizar combinações de espécies para melhor otimização do tratamento. Como resumo do estudo, a Tabela 11 apresenta os quatros modelos de combinações de macrófitas propostos.

Tabela 11. Proposta de modelos de combinação de macrófitas para uso em *wetland* construídos

MODELO	DE ACORDO COM	ESPÉCIES
1	forma de crescimento das espécies	*E. subalatus*, *W. columbiana* e *N. jamesoniana*.
2	teores de nitrogênio da lagoa	*E. subalatus, N. jamesoniana* e *H. martii* .
3	similaridade entre as espécies	*E. subalatus*, *N. lingulata*, *H. martii, S. auriculata*
4	comumente associadas	*E. subalatus, N. lingulata* e *H. martii, S. auriculata.*

Conclusão

Ao conhecer os modelos de comunidades de macrófitas em ambientes naturais foi possível elaborar combinações de espécies que possivelmente otimizarão o tratamento de águas residuais, em sistema *wetland* construído, devido à maior riqueza de espécies e complexidade do sistema. Algumas das espécies selecionadas ainda não foram utilizadas nesse sistema, sendo necessário ensaio científicos para verificar o possível uso das mesmas no tratamento de água residual.

A visão de um modelo natural ajuda a não correr o risco de introduzir espécies de macrófitas que possam ser invasoras e prejudiquem o ecossistema local.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Os modelos levaram em consideração a forma de crescimento das macrófitas aquáticas, os terrores de nitrogênio, a similaridade entre as espécies e a as espécies mais associadas.

O estudo prévio das comunidades de macrófitas do semiárido brasileiro poderá garantir a sustentabilidade do sistema de *wetland* construído como tratamento de águas residuais domésticas para famílias desta região.

Agradecimentos

Agradecemos ao Leonardo Ribeiro (análise da água) e a Júlia Sfair (análise de dados) que contribuíram para a realização deste trabalho e a Agência de fomento CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão de bolsa de estudo de doutorado.

Referências

Abdelhakeen, S.G., Aboulroos, A.S., Kamel, M.M. (2016) Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of advanced research*, **7**, 803-814.

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**(6), 711-728.

APHA, American public health association, AWWA, American Water Works Associationm WEF, Water Environment Federation (2005). S*tandarts methods for the exam of water and waste water*. 21a ed., American Public Health Association, Washington, DC.

Andreo-Martínez, P, García-Martínez, N., Almela, L. (2017) Domestic wastewater depuration using a horizontal subsurface flow constructed wetland and theoretical surface optimization: a case study under dry. *Mediterranean climate water*, **8** (10), 434-445.

Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., Wisner, B. (2014) *At risk: natura l hazards, people's vulnerability and disasters,* 2 ed., Routledge, New York, 334pp.

Boulton, A. J., Brock, M. (1999) Australian freshwater ecology: processes and management. Gleneagles publishing, Adelaide, Australia.

Chandanshive, V.V., Rane, N.R., Tamboli, A.S., Gholave, A.R., Khandare, R.V., Ovindwar, S.P. (2017) Co-plantation of aquatic macrophytes typha angustifolia and paspalum scrobiculatum for effective treatment of textile industry efluente, *Journal of hazardous materials,* **338**, 47-56.

Chung, A.K.C., Wu, Y., Tam, N.F.Y., Wong, M.H. (2008) Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater, *Ecological engineering*, **32**, 81-89.

Espinoza-Quiñones F.R., Módenes, A.N., Thomé, L.P., Palácio, S.M., Trigueros, D.E.G., Oliveira, A.P., Szymanski, N. (2009). Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. *Chemical engineering journal*, **150**, 316-322.

Esteves, F.A. (2011) *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de janeiro, 826 pp.

Fadanelli, L.E.A., Andrade Filho, A.G., Wiecheteck, G.K., Doll, M.M.R. (2019) Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. *Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]*, **24**(4), 809-819.

FUNCEME, Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (2017) *Gráfico de chuva dos postos pluviométricos*. Acesso em 21 de abril de 2019, disponível em: http://www.funceme.br/index.php/areas/tempo/grafico-de-chuvas-dos-postos-pluviometricos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., Champagne, P. (2007). The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological engineering,* **29**, 154-163.

Haynes, R. R.and Holm-nielsen, L. B. (1984). Techniques for colleting aquatic and marsh plants. A*nnals of the Missouri botanical garden*, **71**, 229-231.

He, S.B., Xue, N., Wang, B.Z. (2009). Factors affecting simultaneous nitrification and de-nitrification (snd) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of hazardous materials*, **168**, 704-710.

Henares, M.N.P., Camargo, A.F.M. (2014) Treatment efficiency of effluent prawn culture by wetland with floating aquatic macrophytes arranged in series. *Brazilian journal of biology*, **74**(4), 906-912.

Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, C., Bayona, J.M. (2016) Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere,* **145**, 508-217.

Huang, J., Cao, C., Van, C., Guan, W., Liu, J. (2018) Comparison of iris pseudacorus wetland systems with unplanted systems on pollutant removal and microbial community under nanosilver exposure. *Science of the total environment*, **624**, 1336-1347.

Huett, D.O., Morris, S.G., Smith, G., Hunt, N. (2005) Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water research*, **39**, 3259-3272.

Ilyas, H., Masih, I. (2017) Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. *Environment science pollution*, **24**(13), 12081–12091.

Santos, L.B. (2016). *Diversidade filogenética e fatores estruturantes de comunidades de plantas aquáticas em lagoas temporárias.* (Dissertação de mestrado), Programa de Pós-graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza,138 pp.

Kadlec, R., Wallace, S. (2009) *Treatment wetlands*, 2a ed., Boca Raton, Florida, 1046pp.

Lamparelli, M. C. (2004) *Grau de trofia em corpos d'água do estado de são paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.* (Tese de doutorado), Instituto de Biociências , Universidade de São Paulo, 238 pp.

Lopardo, C.R., Zhang, L., Mitsch, W.J., Urakawa, H. (2019) Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. *Ecological engineering* ,**131**, 120-130.

Machado, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., Duarte, E. (2017) Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of environmental management*, **187**, 560-570.

Matias, L., Sousa, D. (2011) Alismataceae no estado do Ceará, brasil. *Rodriguésia*, **62**, 887-900.

Metcalf & Eddy (1991) *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse,* 3a ed, Mc Graw-Hill.

Mcmahon,T, Peel,M.C., Finlayson, B.L.A. (2007) Updated world map of the köppen geiger climate classification. *Hydrology and earth system sciences*, **11**(5), 1633-1644.

Normando, L.R.O. (2011). *Fatores espaço-temporais e riqueza de macrófitas aquáticas de lagoas temporárias do semiárido do Brasil*. (Dissertação de mestrado), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e recursos naturais da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 145 pp.

Oksanen J, Blanchet, F.G., Legendre, P., Minchin, P.R., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2019). *Vegan: community ecology package. r package version 2.5-6.* Consultado em 21 de abril de 2020, disponível em: https://cran.r-project.org/package=vegan

Perondi, T., Wolff, D.B., Decezaro, S.T., Araújo, R.K. (2020) Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. *Ambiente Construído [online],* **20** (2), 175-189.

Petrucio, M.M., Esteves, F.A. (2000) Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and S*alvinia auriculata*. *Revista brasileira de biologia*, **60**, 229-236.

Silva, I. P., Costa, G.B., 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 & Água [online]*, **15**(3), e2504.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77936
Vol. 15, No.1, 344-363
6 de abril de 2022

Ramos, N.F.S., Borges, A.C., Gonçalves, G.C., Matos, A.T. (2017) Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. *Engenharia Sanitaria e Ambiental [online]*, **22**(1), 123-132.

Rehman, F., Pervez, A., Mahmood, Q., Nawab, B. (2017) Wastewater remediation by optimum dissolve oxygen enhanced by macrophytes in constructed wetland. *Ecological engineering* ,**102**, 112-126.

Ren, Y., Zhang, B., Liu, Z., Wang, J. (2007) Optimization of four kinds of constructed wetlands substrate combination treating domestic sewage. *Wuhan university journal of natural sciences*, **12**(6), 1136-1142.

Ricklefs, R.E. (2012) *A economia da natureza*. 6a. ed., guanabara Koogan, Rio de Janeiro:, 546 pp.

Ribeiro, P.R., Viana, D.G., Pires, F.R., Egreja Filho, F.B., Bonomo, R., Cargnelutti Filho, A., Martins, L.F., Cruz, L.B.S., Nascimento, M.C.P. (2018) Selection of plants for phytoremediation of barium-polluted flooded soils. *chemosphere*, **206**, 522-530.

Roman, B., Brennan, R.A. (2019) A beneficial by-product of ecological wastewater treatment: an evaluation of wastewater-grown duckweed as a protein supplement for sustainable agriculture. *Ecological engineering*, **1**, 100004.

Schwantes, D., Gonçalves, A.C., Schiller, A.P., Manfrin, J., Campagnolo, M.A., Veiga, T.G. (2019) *Salvinia auriculata* in post-treatment of dairy industry wastewater. *International journal of phytoremediation*, **21**(13),1368-1374.

Sezerino, P.H.,Bento, A.P., Dececzaro, S.T., Carissimi, E. (2012) Constructed wetlands and sand filter applied as onsite port-treatment of anaerobic effluent. *Water prectice and technology*, **7**(3), 1-9.

Silvestrini, N.E.C., Hadad, H.R., Maine, M.A., Sánchez, G.C., Pedro, M.C., Caffaratti, S.E. (2019) Vertical flow wetlands and hybrid systems for the treatment of landfill leachate. *Environmental science and pollution research,* **26(**8), 8019-8027.

Vohla C., Koiv, M., Bavor, H., Chazarenc, F., Mander, U. (2011) Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—a review. *Ecological engineering*, **37**,70-89.

von Sperling**,** M**.;** Sezerino**,** P.H. **(**2018**)** *Dimensionamento de wetlands construídos no. Brasil.* Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial,. 65 pp.

Vymazal, J., Kröpfelová, L. (2008) *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Holanda springer Netherlands, 650 pp.

Vymazal, J. (2013) Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. *Ecological engineering*, **61**, 582-592.

Xie, H., Yang, Y., Liu, J., Zhang, J., Hu, Z., Liang, S. (2018) Enhanced triclosan and nutrient removal performance in vertical up-flow constructed wetlands with manganese oxides. *Water research*, **143**, 457-466.

Yang, Y., Liu, J., Zhang, N., Xie, H., Zhang, J., Hu, Z., Wang, Q. (2019) Influence of application of manganese ore in constructed wetlands on the mechanisms and improvement of nitrogen and phosphorus removal. *ecotoxicology and environmental safety*, **170**, 446-452.

Westlake, D.F (1963) Comparasions of plant productivity. *Biological reviews,* **38**(3), 485-425.

White, S. A., Taylor, M. D., Albano, J. P., Whitwell, T., Klaine, S. J. (2011) Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. *Ecological engineering*, **37**(12), 1968-1976.

Wu, H., Zhang, J., Li, C., Fan, J., Zou, Y. (2013) Mass balance study on phosphorus removal in constructed wetland microcosms treating polluted river water. *Clean soil, air water*, **41**, 844-850.

Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschk, P., Kirui, W.K., Mais, F., Dong, R. (2015) Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. *Environment pollution,* **201**, 107-120.

Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Zhu, J., Sadreddini, S., Li,Y. (2012) Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. *journal of environmental management*, **96**, 1-6.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

MANAGEMENT OF NATURAL RESOURCES FROM NEXUS PERSPECTIVE: CASE OF STUDY IN CEARA, BRAZIL

Bárbara Viana Bezerra [1]
* Samiria Maria Oliveira Silva [2]

Recibido el 18 de enero de 2021. Aceptado el 27 de julio de 2021

Abstract

The Nexus approach seeks to consider the connections between water, energy and food at local, regional and global level. This study proposes to explore some characteristics and synergies of local ecosystems and possible interventions in order to develop a generalist local water, energy and food Nexus model for the effective and sustainable management of natural resources and treatment of the waste. The methodology was built in four stages: (i) elaboration and application of questionnaires to survey the water and energy demands and to understand the eating habits of the actors under study; (ii) analysis of soil quality in the laboratory in order to verify the need to use fertilizers and treatments to recover degraded areas; (iii) proposing alternatives for water supply, energy and food production; and (iv) elaboration of the local Nexus model. The proposed alternatives integrate the elements of the model. Among them are the use of solar panels, the use of cisterns, composting, biodigester, evapotranspiration basin, artisanal fish farming and permaculture design. Considering the inputs and outputs of each element it was found that all of them are dependent on water supply except for solar panels. Based on the model's interconnections, a new structural design for the study area was proposed to contribute to the development and applicability of the Nexus approach at the local level.

Keywords: environmental security, sustainable development, natural resources.

[1] Postgraduate Program in Civil Engineering (Water Resources), Federal University of Pernambuco (UFPE), Brasil.
[2] Department of Hydraulic and Environmental Engineering (DEHA), Federal University of Ceará (UFC), Brasil.
** Corresponding author:* Department of Hydraulic and Environmental Engineering (DEHA), Federal University of Ceará (UFC). Campus do Pici, Bloco 713, Fortaleza-Ceará, CEP 60455-900, Brasil. Email: samiriamaria@ufc.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Introduction

The global demand for water, energy and food has been following a rapid growth, characterized by intense urbanization, demographic explosion and great geographical disparity. Pollution and depletion of drinking water sources along with soil degradation and desertification occur in parallel. However, climate change is a key point of impacts in the medium and long term.

According to Nexus approach, to meet the demand of the growing world population, especially in developing countries, it is necessary to consider water, energy and food production in an integrated manner, as each of these domains has direct interference in the others. For example, poor access to sources of treated water and energy can reduce the food supply, while power generation depends on water sources while water treatment and supply depends, in turn, on reliable sources of energy, as well pointed by Terrapon-Pfaff *et al.* (2018). Yet, other researchers like El Bilali (2018) stated that in face of climate change, population growth, ecosystem degradation and increasing resource scarcity, it is necessary a genuine sustainability transition to achieve sustainable food and nutrition security.

According to Zhang et al. (2018), this approach sees food, energy and water security as three essential pillars for human reproduction and interconnected in a way that, under certain circumstances, should be planned and managed integrated. Thus, this approach seeks to consider these connections in a broad and complex way, analyzing the social, economic and environmental impacts involved when it comes to planning, technological innovation and formulation of public policies. It promotes the development of assessment, planning and monitoring methods, modeling techniques and risk analysis at local, regional, and global levels.

In the international scientific literature can be found reviews of Nexus as in Albrecht, Crootof and Scott (2018); Cai et al. (2018); Bleischwitz et al. (2018); Brouwer et al. (2018); Olawuyi (2020). These reviews have addressed a rapid expansion of this concept in the academic area and the new political configurations, due to the emergence of complex challenges and the need for effective management of resources. The analysis of various proposed methods provides a knowledge base applied to implement reasonable practices in Nexus and develop better analytical and practical methods.

In Brazil, these reviews are still incipient. We can find works like Ferraço and Moraes (2019) in the scope of environmental law, while Mercure et al. (2019) discuss the significant advances in the use of this approach at the federal, state and municipal scales in the context of unprecedented pressures on Brazilian ecosystems from global environmental and economic changes.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

An unique and totalizing understanding of this approach can be seen as a difficulty, because it uses concepts, purposes and methodologies that are not yet solidly established in international doctrine and practice, and can be manipulated according to the character of the objectives that each research proposes.

On the other hand, as a methodology aimed at the management of natural resources, the challenge lies in the complexity of the relationships between subsystems and issues of public interest (Staupe-Delgado, 2019) as well as the institutional management of resources in common use.

Regarding the local level, one of the possible difficulties in applying this approach is the unavailability of data. While the Bonn conference focused on the availability of water sources on different continents (Hoff, 2011), at local or community level in developing regions it is likely that some data on precipitation, groundwater and related ecosystems do not have quantitative and qualitative data for a considerable period of time for analysis. Consequently, a quantitative analysis in these cases should not be understood merely as flows of input and output of information, but as a way of obtaining a visualization of the variables involved so that it is possible to show the tendencies of the different elements to be influenced and how they can be stimulated to generate positive results (Terrapon-Pfaff *et al*., 2018), that is the perspective adopted here.

The objective of this study is to propose a local Nexus model for the effective and sustainable management of natural resources. For this, the research identified local water, energy, and food demands through the questionnaire application on-field and alternative proposals for local water supply, basic sanitation, and energy production, as well as sustainable agricultural production. We discussed the interconnections of the elements proposed in the model in the context of the Anthropocene. Besides, we designed the methodological procedures to replicate the study to other areas so that this local Nexus model can be a tool for the planning and management of natural resources.

Study Area

The study was developed for Brotando a Emancipação Ranch, which is located in the municipality of Cascavel, state of Ceara, Brazil (Figure 1). The Critical Radical Group acquired the Ranch of 65.5 hectares in 2014, intending to break up with the “production of goods” and to establish a “new social relation not mediated by work”. If the intent is to be an experimental place that involves the local community in a search for water, food and energy emancipation, a local Nexus model serves as planning and guidance for an appropriate resource management that provides a multidisciplinary vision for sustainability.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

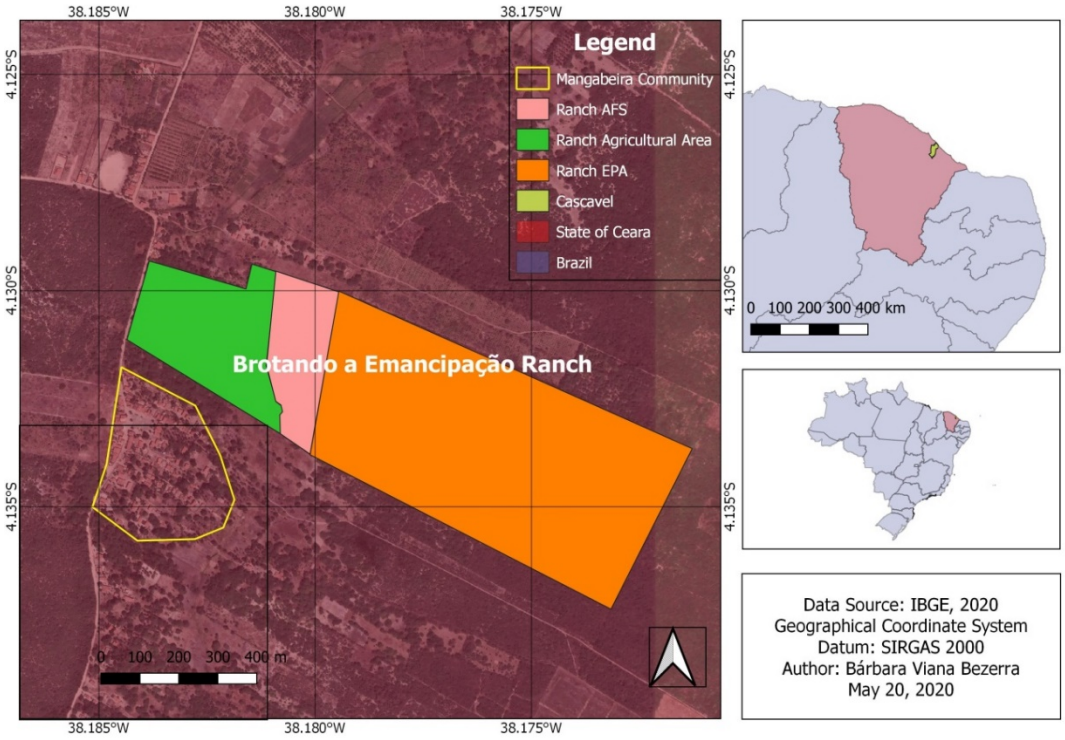


Figure 1. Location of the Brotando a Emancipação Ranch at State of Ceara, Brazil.

Currently, about five people live permanently and on weekends, it receives students, representatives of social movements, agroecology groups and organizations from other events. Also, the place seeks to meet the Mangabeira Community's demand located on its borders.

Its physical infrastructure is still incipient and, concerning water resources, is characterized by a water tank 15m high and capacity of 60m^3 of water, a well and an intermittent stream. The well is used for irrigating gardens and washing clothes. Concerning land use and occupation, the Ranch consists of three areas: Environmental Preservation Area (EPA), Agroforestry System (AFS) and Agricultural Area.

Data and Methods

In order to propose effective and sustainable management of the local natural resources of Brotando a Emancipação Ranch based on the Nexus model (water-energy-food), firstly information was obtained on the soil characteristics of the Ranch and on the water and energy demands of the Mangabeira Community, which localizes in its borders. The methodological procedures were performed as shown in Figure 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

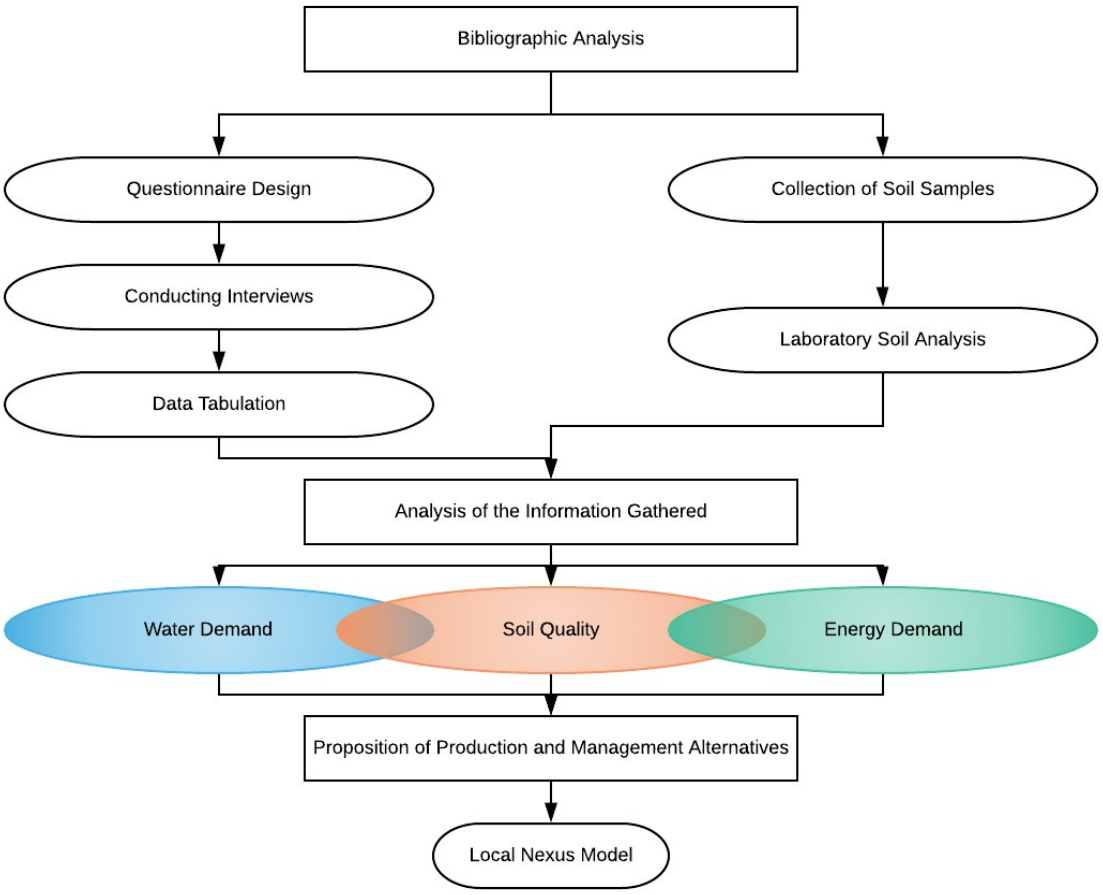


Figure 2. Methodological strategy adopted.

Data Survey

The research considered the Mangabeira Community as a user of the space proposed in this study. However, involving more the community at the transformation of the space to a more productive ranch and an experimental place to new practices of natural resources management is still required. Regarding this region of the municipality of Cascavel, the information is practically nonexistent.

Because of this, we applied a semi-structured questionnaire to understand the community's eating habits, social aspects and access to the drinking water. Also, the questionnaire was able to develop an approximate profile to constitute a basis for calculating water consumption, electricity, food, sanitation, and also possible improvements desired by local residents.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

The questionnaire consisted of fifteen questions, distributed among the following items: food, health, basic sanitation and consumption of energy and water.

We applied the "Snowball" method to conduct the interviews. We choose this method because of the inaccuracy of the total number of actors in the study, the difficulty of access to the population, and the use of this survey being only for exploratory purposes.

This method consists of a possible path for social research in the field of communities, being a form of non-probabilistic sample. It works based on the indications of the current interviewees of the survey of other possible participants and so on until the content already obtained begins to repeat itself, with no further addition of new information, that is, until a saturation point in the responses is reached. Therefore, we can characterize it as a "sampling technique that uses chains of reference, a kind of network" (Baldin and Munhoz, 2011).

According to Vinuto (2014), a limitation of snowball sampling is the possible inconvenience of accessing only similar arguments since individuals will necessarily indicate people from their network. However, to reduce the weight of this limitation, it is possible to obtain seeds from different networks, increasing the possibility of accessing different ones and, consequently, more plural narratives.

In order to reduce the bias generated by this limitation, the research objectives were clarified to all participants before the interview. Also, highlighting the different types of profiles.

We conduct surveys to understand the hydrography, relief and land uses in the study area, based on data provided by Google Earth, MapBiomas Project (Mapbiomas, 2014 - 2018), Water Resources Company from Ceará (COGERH, 2019) and TOPODATA (INPE, 2020).

Soil Quality

The Ranch´s total area is 65.5ha and the characteristic soil of Cascavel city, which encompasses both the property and Mangabeira Community, is of Dysthophic Quartz Sands (Embrapa, 2011a), classified according to the Brazilian System of Soil Classification. Its origin is sandy deposits, made up of quartz grains, with sand texture along about 2m deep. They are practically devoid of primary minerals and present little resistance to weathering.

This type of soil is considered of low agricultural capacity and needs management practices for the maintenance of organic matter and intensive care in erosion control, besides fertilization, mainly with nitrogen and potassium, and adequate irrigation. Using this soil according its agricultural suitability demands certain analysis, for example, cation exchange capacity (CTC), which evaluates the need for organic matter content and the right fertilizers. For greater

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

precision of the soil quality, we carried out laboratory analyses to verify the need for fertilizers and treatments for the recovery of degraded areas or other improvements.

The soil analysis was carried out at the Soil and Water Laboratory of the Agricultural Sciences Center of the Federal University of Ceará (UFC), which has an agreement with Ceará Meteorology and Water Resources Foundation (FUNCEME).

Demand for Water and Energy

We applied the demand for electricity (Equation 1) to obtain the average consumption of the Mangabeira Community. It was estimated considering the number of households, the average number of residents per household, and the average residential consumption obtained from the Brazilian Energy Research Statistical Yearbook (EPE, 2019).

$$D_e = D \times C_{ac} \quad \text{Equation (1)}$$

Where:
D_e = Energy Demand;
D = Total Number of Households;
C_{ac} = Average Residential Consumption.

We estimated the demand for water based on the number of residents in the community. The average number of residents per household was obtained through a field survey. In relation with per capita demand, the National Sanitation Information System provided this information (SNIS, 2019). It is expressed in equation 2:

$$D_w = D\ x\ \left(\frac{N° residents}{households}\right) x\ C_{pc} \quad \text{Equation (2)}$$

Where:
D_w = Water Demand; D = Total Number of Households;
C_{pc} = Per Capita Consumption.

Besides, we also calculated energy and water demand from the field research for comparison and accuracy, as there is no data for this specific community.

Results

The interviewees were responsible for the family group, all of whom were over 18 years old. It was made an initial presentation of the research and the study area with free access for participation. Thus, we applied about 40 questionnaires between 270 households, which this data revealed information about the community´s eating habits, the water and energy demands, and the sanitary sewage.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Water Demand and Sanitation

In Mangabeira Community, the Integrated Rural Sanitation System, Sisar Project (Sisar, 2020), which belongs to São José Program, is responsible for water supply. Water and Sewage Company of Ceará (CAGECE) created this project in 1996 to facilitate the development and maintenance of the systems in a self-sustainable way. Currently, it is present in 152 municipalities in the state, serving around 700 thousand people, constituting thousands of water connections (Sisar, 2020).

According to the ex-president of the Community Association of Residents, Mr. Edvaldo Lopes, the Municipality of Cascavel donated an area of approximately 2,156m^2 for the project installation, which consists of a deep well, water treatment system and distribution. The final amount to be paid per residence varies according to consumption. According to information provided by the official website of Sisar Project (Sisar, 2020), the consumption tariff charged in 2019 at Fortaleza unit (valid for the municipality of Cascavel and localities) was R$ 13.50 per 10,000 liters of water consumed. No household represented in the survey has a well, and only two respondents claimed to have a tank without the use of an engine.

The fixed amount charged in the community, which includes energy, system operator and administrative fees, is approximately R$ 12,00. Figure 3 shows the average water cost of families in the Mangabeira Community by percentage of households in which the questionnaires were applied.

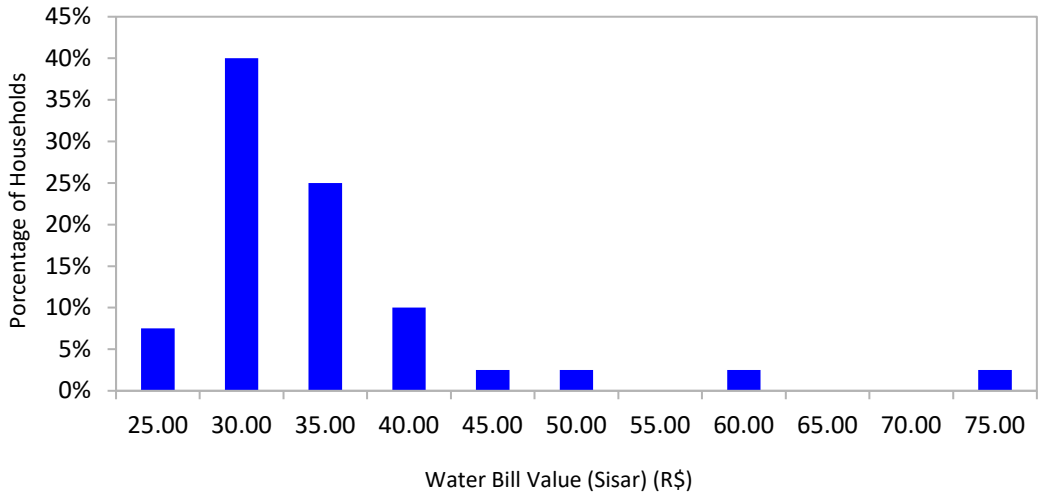


Figure 3. Average spent on water bills by residents of the Mangabeira Community by percentage of households.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

The survey of average consumption of water and drinking water per family should be considered in the planning of water management according the local Nexus model. According to Figure 5, all inputs of the model to each element, with exception of solar panels, depend on water. In addition, this resource needs to be planned for community's daily consumption by Sisar Project, wells, cisterns and rainwater harvesting, besides he assurance of correct sanitation techniques to avoid water pollution. Concerning the village's sanitation, this is done mainly through a septic tank, as found in 100% of the interviews.

According to UN information, about 110 liters of water per day for individual consumption is necessary to meet all basic needs. As obtained from data collected in 2018 by the National Sanitation Information System (SNIS, 2019), per capita consumption in Brazil corresponds to 154 liters person per day, while in the state of Ceará, it is 125 liters.

For purposes of calculating water demand, we considered SNIS provided information on the Brazilian average water demand so that all residents' needs could be satisfactorily met. Therefore, according to equation 2, and considering an average of 4 inhabitants per household, we estimated water demand at 90.55m^3. day^{-1}.

Energy Demand

The actors of the study provided the amount of kWh consumed through the electricity bills. Figure 4 shows the average energy cost of families concerning the percentage of households. On average, there is an expense of R$ 74.05.

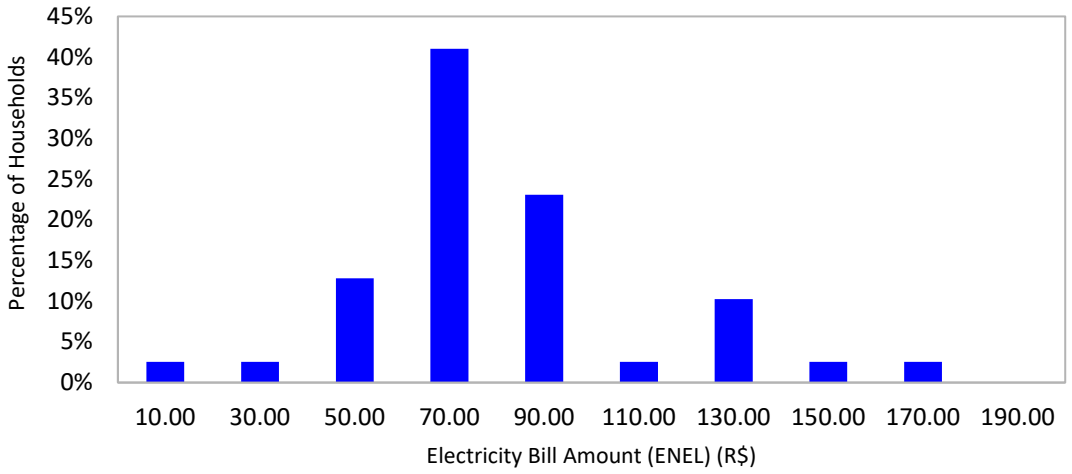


Figure 4. Average spent on electricity bills by residents of the Mangabeira Community by percentage of households.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

According to the Energy Research Company (EPE, 2019), a service provided to the Ministry of Mines and Energy, in its Statistical Yearbook for Energy Research 2019, the average residential consumption in the state of Ceará is 129.5 kWh, while annual consumption per capita in 2018 was 1,237 kWh per inhabitant.

This survey of the average energy consumption by residence in Mangabeira community is important as it will be considered for calculation of energy needs involving the ranch and the community so local energy production and supply can be planned and coupled with water management and food production. Thus, taking as a reference the average residential consumption in the Mangabeira Community, added to the monthly consumption of the Ranch, of 725 kWh, we have a monthly energy demand of approximately 27 MWh (Equation 1). If we take the national average into account, the energy demand of the community and the Ranch would be 19.8 MWh.

Considering only the demand of the community, we have an average monthly residential consumption of 178.99 kWh, that is, above the state average, which can be reduced by sustainable practices and complemented with other renewable energy sources. The amount of energy should even increase as other equipment are implemented.

Soil Quality

According to the survey of water and energy demand of the Mangabeira Community, as well as the result of the soil analysis, we proposed alternatives for management of the natural resources and production at Brotando a Emancipação Ranch.

The result of the soil analysis is shown in Table 1. The soil can be considered as having a neutral pH, low levels of organic matter, low potential acidity ($H^+ + Al^{3+}$), and high base saturation (V%), in addition to low levels of phosphorus, calcium, aluminum, magnesium, and potassium. The texture is predominantly sandy, with high porosity and permeability, facilitating the aeration of the roots and hindering the waterlogging. The granulometric composition indicates there is higher coarse sand contents, which implies lower CTC and water retention due to rapid infiltration, meaning a disadvantage which can cause dry problems.

The evaluation of acidity (exchangeable and non-exchangeable acidity) is represented by H + Al, and this relationship depends on physical, chemical and soil mineralogical composition. The amount of exchangeable bases like calcium (Ca), magnesium (Mg), potassium (K) and sodium (Na) indicates on what level of weathering the soil is. Younger soils with less weathering present higher amounts of these four elements. This influences the options of recovering, for example, lack of calcium and magnesium can be raised by application of dolomitic limestone. If only the acidity must be corrected, calcitic limestone can be used (Leão, 2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Base saturation (V%) shows the proportion of cationic exchange capacity by bases and includes K and Na. Soils with base saturation greater than 70% indicate no need for liming. Considering organic matter, this is one of most important regulators of soil CTC and prevents the soil from being leached and to be permanent available to the plants.

According to Leão (2018), conservation techniques, such as sustainable management practices, with the use of no-till, crop-livestock integration, should be adopted for the sustainable use of sandy soil in agriculture crop rotation, green manure and maintenance care soil moisture and erosion processes.

Table 1. Soil analysis of Brotando a Emancipação Ranch (July 15, 2019).

Soil Analysis Result								
Horizon			Granulometric Composition (gkm^{-1})					Classification
Sample	Symbol	Depth (cm)	Coarse Sand	Thin Sand	Silt	Clay	Natural Clay	Texture
408	-	0-20	725	183	62	31	11	Sand
Degree of Flocculation	Density (gcm^{-3})		Moisture ($g\ 100g^{-1}$)			pH		C.E.
(g 100g-1)	Global	Particle	0.033 MPa	1.5 MPa	Useful Water	Water	K Cl	$dS\ m^{-1}$
64	1.46	2.69	-	-	-	8.2	-	0.06
Assortment Complex ($cmol_c/kg$)								
Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$H^{+} + Al^{3+}$	Al^{3+}	S	T	V(%)
0.80	0.40	0.17	0.04	0.66	0.10	1.4	2.1	68
C ($g\ kg^{-1}$)		N ($g\ kg^{-1}$)	C/N	MO ($g\ kg^{-1}$)	P assimilable ($mg\ kg^{-1}$)	m (%)		VST
1.91		0.19	10	3.31	2	7		8

For this type of soil, perennial crops promotes better results than annual ones. This will influence on the choice of agriculture crops and the intervals between them. The results also show that the soil does not need acidity correction and that there is no saturation by aluminum (m%), a toxic substance for plants. Also, there are no salinity problems as the levels are below the level considered critical. On the other hand, there is a low concentration of nutrients and organic matter, making it necessary to apply natural fertilizers and vegetable waste like sugarcane bagasse, coconut and animal manure, in order to replace the missing elements. Part of this need can be solved by the local treatment waste of animals and plants, generating organic fertilizers.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Nexus Local Model

In relation to food production, it is important to consider a certain diversity in order to achieve a variety of food capable of meeting the local soil capacity coupled with the nutritional and energetic recommendations of the World Health Organization (WHO), as well as the purposes of the residents. According to the interviews, their eating habits are very similar and are based on rice, beans, chicken and bread. The residents would like more options of fresh vegetables and fruits, beef and fish, since the fishery has decreased significantly after the installation of shrimp farms in the area (O POVO, 2021), as well as products from fields, like corn and potatoes, which are no longer planted by the families.

Some production alternatives were listed and described in the sequence of this section that includes lots of vegetables, different kinds of meet and fruits, following the possibilities of local ecosystems.

Besides, emphasizing the existing interconnections between social and ecological demands regarding water supply, energy generation, and food production at a local scale, the network developed based on the Nexus approach seeks to cover the multilevel of alternative propositions and their restrictions on a multi-functional way. Figure 5 sought to characterize these interconnections.

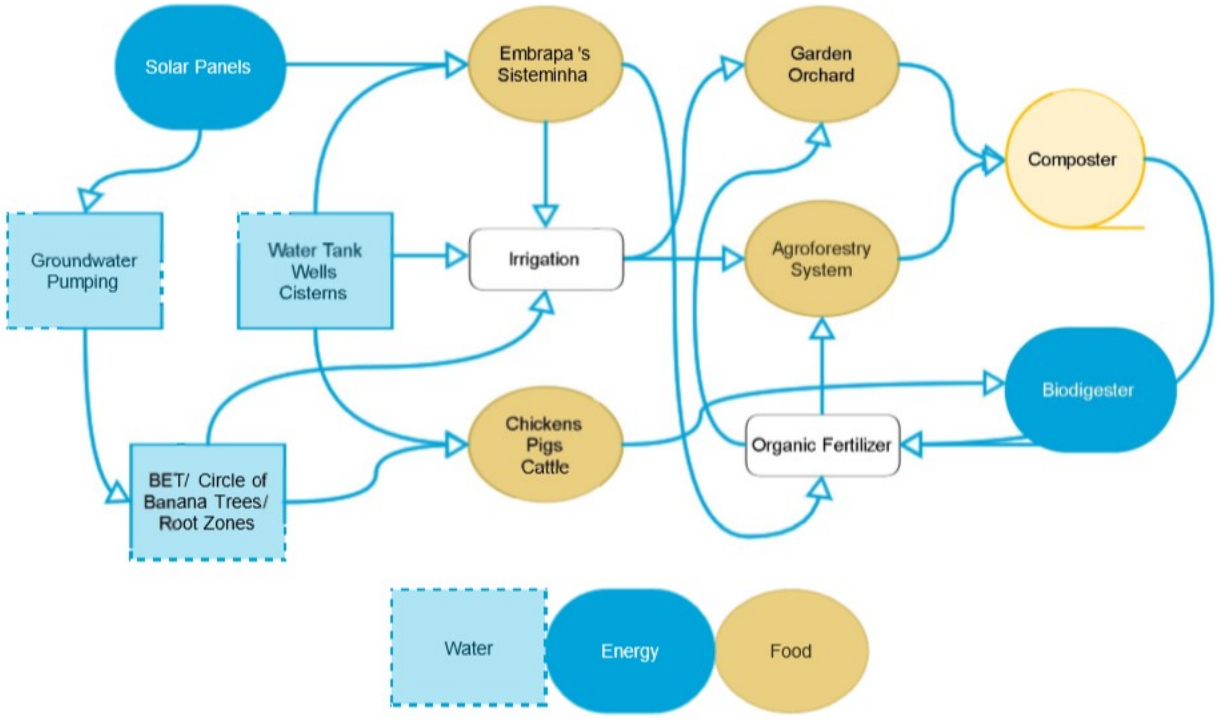


Figure 5. The interconnections between the constituent elements of the Nexus model of Brotando a Emancipação Ranch.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Regarding the inputs and outputs of each element, it was found that all elements are dependent on water supply except solar panels (Table 2). This supply depends on reservoir systems for rainwater collection, considering that in the state of Ceará there is concentrated rainfall in the first half of the year. Thus, we suggested to treat and reuse wastewater so that there is no waste, as well as to carry out the treatment of plant and animal waste for the long-term sustainability of production. Each of the alternatives of the local Nexus model was described next to the text:

Table 2. Inputs and outputs of the constituent elements of the Nexus model at Brotando a Emancipação Ranch.

Inputs	Water	Water				Water	Water	Wastewater (gray and black)	
	Fry		Water	Water	Water				
	Ration	Organic Fertilizer				Pasture	Animal Waste	Evapotranspiration and Filtering Plants	Solar Energy
	Lime + Plaster		Vegetable Waste	Vegetable Waste	Vegetable and Animal Waste				
	Eletric and Solar Energy	Solar Energy				Solar Energy	Electric Energy	Solar Energy	
Elements	**SISTEMINHA**	**Garden / Orchard**	**COMPOSTER**	**CHICKEN**	**PIGGS**	**CATTLE**	**BIODIGESTER**	**BET / Circle of banana trees / Root Zones**	**SOLAR PANELS**
Outputs	Fish	Herbs	Organic fertilizer	Chicken / Broiler Chicken	Pig Meat	Beef	Biogas	Reuse Water	
	Organic Fertilizer	Vegetable		Eggs	Lard	Milk			Electric Energy
		Fruit	*Vegetable Waste Treatment**	Animal Waste	Animal Waste	Animal Waste	*Animal Waste Treatment**	*Wastewater (gray and black) Treament**	
		Vegetable Waste							

The reproducibility of this local model considers other regions with similar natural characteristics, with the same type of soil, predominant in the semi-arid region of northeastern Brazil, little rainfall, elevated evapotranspiration, uninterrupted sunlight though the year, considerations over native vegetation and its natural cycles, in addition to eating habits and similar water and energy demands among the inhabitants.

Embrapa's Sisteminha

Embrapa's Sisteminha is the result of the research for feasible solutions to guarantee food sovereignty and meet the WHO nutritional recommendations with a diversification of food production in small rural properties in regions with little water availability, in which thousands of Brazilians find themselves, in a situation of extreme poverty.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Its central element consists of a simplified technique of artisanal productivity for consumption. This technique uses an aerobic reactor which recirculates the water in a tank that can be made of plastic, cardboard, mud, masonry or cement board, allowing the creation of fish and the elimination of metabolic waste with high zoo-technical rigor. Its construction is simple and low cost and can be replicated by the general population, as can be seen in Guilherme (2005).

The advantages of this technique, in addition to the low investment cost and the possibility of implantation in small spaces (from 100m2), are the adaptability to the natural conditions of the place and the integration with food production, water treatment, and biogas production. Currently, Embrapa offers 15 modules that include the production of: fish; chicken eggs; broilers; earthworms; vegetables; organic compost; quail eggs; guinea pigs; aquaponic techniques; fly larvae; ruminants; pigs; biodigester; drinking water treatment system and; artisanal charcoal making. All modules benefit at some point from the nutrients generated in the fish tank, so this is the central element, and, from these modules, producers can adopt those that are following their interests, molding and developing them according to the evolution of production.

Permaculture

The structural design principles of a permanent production system must comply with some requirements, such as the location of each element of the system (agricultural area, animal husbandry, energy production) within zoning in order to facilitate that each one performs multiple functions, incorporating an efficient energy planning with a predominant use of biological resources. Also, local energy recycling, the formation of small-scale intensive systems, acceleration of natural succession, polyculture, species diversity, and use of natural patterns and borders should be considered as principles (Holmgren, 2013).

When positioning a specific element with another, we must consider the ecological principles for the optimization of interactions of mutual benefit, increasing the resistance of the system and decreasing the amount of energy spent on its maintenance. In this perspective, we proposed the Ranch's structural design, so that each element can enhance and supported by the others. In zoning, the components will be positioned according to efficient energy planning, and the zones will be influenced by factors such as the size and shape of the terrain, the accesses, the slope, soil characteristics, local ventilation patterns, and consideration of existing structures.

Permaculture proposes that the divisions of zones are following the intensity of activities in each area, as well as the interconnections between the elements. Mollison and Slay (1998) describe each zone and its elements, for example, in Zone 1 you should locate the household, little gardens and quiet animals like tanks of fish, consequently, in Zone 2 the elements must be the ones you put less energy on, like agriculture and biodigesters to supply the household and so on. The zoning proposed in this study is shown in Figure 6.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022



30

31 **Figure 6.** Proposed zoning for Brotando a Emancipação Ranch.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Notice that the proposed zoning does not consider the entire extension of the land since taking advantage of the existing structures is aimed to propose feasible interventions considering the ethical, financial, and available workforce aspects. Subsequently, it is possible to expand and adapt the Zones. The EPA will be considered as Zone 5, as it will remain untouched.

Considering the predominance of winds from the region in the eastern direction, with an average speed of 28 km h^{-1} (Meteoblue, 2019), classified as breezes, and intense solar incidence throughout the year, the objective was to plan the creation of animals parallel to the location of the house, so that odors did not bother the inhabitants and since there are no other houses nearby in that direction. For the chicken coop and pig breeding, it is interesting to have covered structures to protect the animals from the sun. The considerable area has been set aside for grazing and rearing ruminants.

The nutrients produced at Embrapa's Sisteminhas (Figure 6) located further north of the land, can be used for irrigation and fertilization of crops nearby. We locate the composter and earthworm close to the fish tanks, the house, and the animals' rearing, as this minimizes the energy expenditure on the destination of waste. Also, we located a house of seedlings and seeds close to the house and the compost pits since it will use the fertilizer. All these elements are located in Zone 1.

The biodigester (Figure 6), which will feed the house and other facilities, was also located in Zone 1, and it is worth mentioning that this process of anaerobic digestion through methanogenic bacteria does not produce strong odors, does not attract flies or contains parasite eggs. We located the Evapotranspiration Basin (ETB) next to the house, where the black waters are destined.

The water tank was located at the highest point of the land and next to the systems, in order to be able to formulate an efficient irrigation system that uses maximum potential gravitational energy to replace the water in the systems and to cover areas of vegetable gardens, orchards, fruit planting, and other agricultural areas. We also proposed that in the area where the land is the lowest point, a dike should be built to increase local water security.

Regarding the area destined to the Agroforestry System (SAF), this was historically used for livestock, according to information collected in the field. Therefore, it is necessary to previously apply methods of recovering degraded areas to decompress the soil and enrich it with nutrients. Some efficient techniques are reforestation based on the ecological succession with native plants, reproducing natural patterns, and planting matrices in the front line of the winds. In the area reserved for camping (Figure 6), dry toilets with showers and a circle of banana trees or a root zone for the treatment of gray waters can be built.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Biogas and biofertilizers production

The advantages of producing biogas are several. From the negative carbon footprint, since CO2 is removed from the environment, contributing to the reduction of greenhouse gases, to the recycling of agricultural waste and obtaining of biofertilizers. The resource can be stored and used as needed, different from energies such as solar and wind, which, in absence of batteries, depend on the incidence of sunlight and winds for its supply.

The system provides the production of biogas through the biodigestion of manure from birds, pigs, and ruminants. Embrapa (2005) provides booklets aimed at the dimensioning of pig, cattle, and poultry manure biodigesters considering storage capacities of different volumes, according to the reality of producers in each state.

In addition to the biofertilizers obtained through the biogas production process, there are biofertilizers coming from composting plants and, to a lesser extent, from the earthworms. Composting aims to stabilize and decontaminate, chemically and biologically, materials and residues from agricultural production to be applied in agriculture.

The composting duration varies according to the characteristics of the plant residues applied, the biomass temperature, and the use of fertilizer produced, usually between 60 and 120 days. During the process, the biomass must be moistened. There is no need to add inoculants or any other chemical elements.

Solar Energy

To complement the energy supply in The Mangabeira Community in an economical, technically feasible, and ecologically responsible way, we proposed to use alternative energies, more specifically solar energy. The provision of large portions of spaces and free surfaces combined with the intense solar incidence in the Ecuadorian region makes this type of energy production quite efficient throughout the year. We suggested the distributed generation type system (connected to the electrical network) to send any excesses to the network or compensate in times of scarcity.

Another possibility is to apply part of this energy to pump groundwater to supply the community, already carried out through the Sisar Project, which presents advantages such as easy implementation, operation, and maintenance since it already has the necessary infrastructure. Besides, groundwater is generally a better source of water, because it is protected from polluting agents that affect water quality.

From this perspective, photovoltaic pumping systems monitor water demand with an increase in the equipment power. Additionally, there is the advantage of the union between the time

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

profile of this resource and the demand, as periods of high insulation correspond to those of higher water consumption, both daily and seasonally (Boitrago *et al.*, 2016).

It is possible to adopt plates with a production capacity of 35 kWh, power of 265 Wp and measuring 99cm x 165cm, as they are the most common on the market in Ceará (Fotaic, 2020), 206 plates would be necessary, which can be coupled in panels, for the supply of 7.2 MWh. The final power of the set will be of 54.6 kWp and occupied space of 370.80m2 (considering the space of 1.80m2 per plate added by screws and cables).

Conclusions

This study sought to contribute to the development and applicability of the Nexus approach at a local level, considering its complexity, depth, and interdisciplinary dimension. We concluded that for the effective implementation of the Nexus as an intersectoral methodology and practice in facing contemporary challenges, innovation must be counted, not only technical but also social and philosophical, as collaboration, multiple approaches, and definition of objectives compatible with the capacity to renew the resources applied.

Concerning the observed elements and interconnections, we encountered difficulties in terms of data analysis and systematization. We often applied matrices to map the connections between subsystems and efficient methods when considering two or three relationships between different elements. When these connections become more complex, it is no longer possible to use a linear systematization method, as these relations are often circular and dynamic, occurring simultaneously or successively, requiring the transfer of the mapping performed to methods of complex systems analysis.

Thus, concerning governance related to water management, a Nexus approach that includes ecosystem aspects, such as the one adopted, ends up inevitably considering the possible local impacts on broader systems. The hydrographic basin of the region, for example, where the processes are inserted, like input volumes and nutrient loads from wastewater, the dynamics of animal and plant communities, biogeochemical cycles, including the assessment of land use and their interactions with energy production infrastructures within the dynamics of climate change.

Bearing in mind that not only economic crises, but also ecological and public health crises are part of the horizon of the modern globalized economic system, the search for new paradigms gains not only strategic but also moral relevance, even in terms of survival. The concept of integrated, holistic management, planning, production, and access to essential goods and services is indispensable for responsible, sustainable social reproduction and consistent with the limits imposed by the finite availability of natural resources.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

The approach developed here has a qualitative character, based on proposals that consider existing structures and sustainable resource management practices that can be adapted to local financial, cultural and physical realities. The manuscript aims to contribute to the dissemination and construction of a local management model that utilizes the Nexus approach, which is still very incipient and difficult to standardize. As more institutions promote specific studies and procedures based on Nexus, more promotion of funding and creation of a growing body of professionals and research, aiming the consolidation of these methodologies and tools.

References

Albrecht, T. R., Crootof, A., Scott, C. A. (2018) The Water-Energy-Food Nexus: A systematic review of methods for nexus assessment. *Environmental Research Letters*, **13**(043002). https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa9c6.

Baldin, N., Munhoz, E. (2011) Snowball (Bola de Neve): uma técnica metodológica para pesquisa em educação 488 ambiental comunitária. *X Congresso Nacional de Educação (EDUCERE) - I Seminário Internacional de* 489 *Representações Sociais, Subjetividade e Educação (SIRSSE*), **1**, 329–341.

Bleischwitz, R., Spataru, C., Vandeveer, S., Obersteiner, M., Van Der Voet, E., Johnson, C., Andrews-Speed, P., Boersma, T, Hoff, H., Van Vuuren, D. (2018) Resource nexus perspectives towards the United Nations Sustainable Development Goals. *Nature Sustenability*, **1**, 737-743. http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0173-27

Brouwer, F., Avgerinopoulos, G., Fazekas, D., Laspidou, C., Mercure, J. F, Pollit, H., Ramos, E. P., Howells, M. (2018) Energy modelling and the Nexus concept. *Energy Strategy Reviews*, **19**, 1-6. https://doi.org/10.1016/j.esr.2017.10.005.

Boitrago, S. A., Santos, S. S., Ramos, M. A. C., Ribeiro, A. H. G. (2016) Captação De água Por Sistema voltaico Para Consumo Humano Na Localidade Rural Ilha Caiapós, São Romão - Minas Gerais. In *REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, **12**, 2179-0612.

Cai, X., Wallington, K., Shafiee-Jood, M., Marston, L. (2018) Understanding and managing the food-energy-water nexus - opportunities for water resources research. *Advances in Water Resources*, **111**, 259-273. https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.11.014.

COGERH, Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (2019) Atlas Eletrônico dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará. Disponível em: http://atlas.srh.ce.gov.br/infra-estrutura/acudes/index.php?status=1 Accessed on 12 October 2019

El Bilali, H. (2018) Transition heuristic frameworks in research on agro-food sustainability transitions. Environment, development and sustainability, **22**, 1693-1728. https://doi.org/10.1007/s10668-018-0290-0

Embrapa, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2005) Projeto de Biodigestor e Estimativa de Produção de Biogás em Sistema de Produção. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Comunicado Técnico, Concórdia, SC. Accessed on 02 April 2020. Disponível em: https://www.embrapa.br/gadode-leite/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1025416/dejetos-bovinos-para-producao-de-biogas-ebiofertilizante-por-biodigestao-anaerobica

ENEL, Ente Nazionale per l'Energia Elettrica (2019) Taxas, Tarifas e Impostos. Accessed on 25 March 2020. Disponível em https://www.enel.com.br/pt-ceara/Tarifas_Enel.html

EPE, Empresa de Pesquisa Energética (2019) Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2019: Ano Base 2018. Rio de Janeiro, RJ, 2019.Empresa de Pesquisa Energética-EPE. Accessed on 25 March 2020. Disponível em: http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/anuario-estatistico-de-energia-eletrica.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78075
Vol. 15, No.1, 364-383
6 de abril de 2022

Ferraço, A. A. G., Moraes, G. G. B. L. (2018) O direito e a aplicação do nexo água-alimento-energia: antigos pressupostos e novas abordagens na gestão dos recursos. *Revista do Programa de Pós Graduação em Direito* – UFC, Fortaleza, **38**(2), 564-583.

Fotaic. (2020) Manual da Energia Solar: Tudo que você precisa saber antes de comprar seu kit solar. Fortaleza, Ceará. Accessed on 10 April 2020. Disponível em: https://www.fotaic.com.br/blog

Guilherme, L. C. (2005) Estudos reprodutivos, citogenéticos na população de *Rhamdia quelen* (pisces, Rhamdiidae) do Rio Uberabinha no município de Uberlândia - MG e desenvolvimento de sistema artesanal de recirculação d'àgua para criação de peixes. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Genética e Bioquímica, Uberlândia, MG.

Hoff, H. (2011) Understanding the Nexus. *Background Paper for the Bonn 2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus.* Stockholm Environment Institute, Stockholm.

Holmgren, D. (2013) *Permacultura: princípios e caminhos além da sustentabilidade.* Tradução Luzia Araújo. Porto Alegre: Via Sapiens. 416 pp.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos. Accessed on 20 March. Disponível em : http://www.dsr.inpe.br/topodata/2020

Kolbert, E. (2015) *A sexta extinção: uma história não natural*. 1ª ed. Rio de Janeiro: Intrínseca.

Leão, M. D. M. (2018) Diversidade da entomofauna edáfica no "Sítio Brotando a Emancipação/Cascavel-CE", em diferentes coberturas vegetais e períodos sazonais. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação), Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Curso de Agronomia. Fortaleza, CE.

Mapbiomas. Coleções 2014, 2015, 2016, 2017 e 2018. Transição do Uso e Ocupação do Solo. Accessed on 17 September 2019.Available online: http://plataforma.mapbiomas.org/map#transitions

Mollison, B., Slay, R. M. (1998) *Introdução à Permacultura*. Brasília: MA/SDR/PNFC.

Mercure, J. F., Paim, M. A., Bocquilon, P., Lindner, S., Salas, P., Martinelli, P., Berchin, I. I., De Andrade Guerra, J. B. S. O., Derani, C., De Albuquerque Junior, C. L., Ribeiro, J. M. P., Knobloch, F., Pollit, H., Edwards, N. R., Holden, P. B., Foley, A., Schaphoff, S., Faraco, R. A., Vinuales, J. E. (2019) System complexity and policy integration challenges: The Brazilian Energy - Water-Food Nexus. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **105**, 230-243. https://doi.org/10.1016 /j.rser.2019.01.045

Olawuyi, D. (2020) Sustainable development and the water-energy-food nexus: Legal challenges and merging solutions. *Environmental Science and Policy*, **103**, 1-9.

O POVO (2021) Empresas são multadas e embargadas por viveiros ilegais de camarão entre Beberibe e Cascavel. O POVO. Fortaleza, 24 de abril de 2021. Available in: https://mais.opovo.com.br/jornal/cidades/2021/04/24/empresas-sao-multadas-e-embargadas-por-viveiros-ilegais-de-camarao-entre-beberibe-e-cascavel.html

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2019) Diagnóstico dos Serviços de água e Esgoto 2018. Brasília, 2019. 544 Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Accessed on 20 March 2020. Disponível em: http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018

Sisar. Instituto Sisar. (2020) Projeto São José – Sistema Integrado de Saneamento Rural. Accessed on 15 March 2020. Disponível em: http://www.sisar.org.br

Staupe-Delgado, R. (2020) The water-food-energyenvironmental nexus: movind the debate forward. Environment, Development and Sustainability, **22**, 6131-6147. https://doi.org/10.1007/s10668-019-00467-5

Terrapon-Pfaff, J., Ortiz, W., Dienst, C., Gröne, M.C. (2018) Energising the WEF nexus to enhance sustainable development at local level. *Journal of Environmental Management*. **223**(June), 409-416.

Vinuto, J. (2014) A amostragem em bola de neve na pesquisa qualitativa: um debate em aberto. *Temáticas, Campinas*, **22**(44), 203-220.

Zhang, C., Chen, X., Li, Y., Ding, W., Fu, G. (2018) Water-energy-food nexus: Concepts, questions and methodologies. *Journal of Cleaner Production*, **195**, 625–639.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

COLETA SELETIVA SOLIDÁRIA: UMA PROPOSTA PARA O CENTRO NACIONAL DE PRIMATAS DO BRASIL

* Marcello Ádamis Andrade [1]
Risete Maria Queiroz Leão Braga [1]
Potira Fernandes Silva [2]
Ana Karolyna Ferreira Pereira [2]
Juliana Belmiro Gonçalves [1]

SOLIDARY SELECTIVE COLLECTION: A PROPOSAL FOR THE NATIONAL PRIMATE CENTER OF BRAZIL

Recibido el 26 de enero de 2021. Aceptado el 27 de mayo de 2021

Abstract

In recent years, federal regulations have been established in Brazil with respect to the issue of solid waste and recycling, including Federal Decree nº. 5940/06, which instituted the need for the separation of recyclable materials discarded by federal public administration bodies and entities. The objective of the study was to characterize the solid waste generated at the National Primate Center (CENP) for the purposes of technical planning for the implementation of a Solidary Selective Collection (CSS). The study methodology consisted of collecting data on the physical characterization of the waste generated at CENP and identifying possible recycling materials. Based on the results, a mathematical modeling was proposed to quantify Voluntary Delivery Locations (LEV) of recyclable materials in the area covered by this institution. Economic viability was also identified, using the V.E.R.D.E.S software, for the implementation of CSS and the marketing of these materials by an association or cooperative of collectors. It was found that it is possible to implement CSS at CENP. The economic feasibility analysis allowed to identify that the commercialization of the materials can be representative when incorporated to other materials collected in organs located in the region covered by CENP.

Keywords: Software V.E.R.D.E.S, recycling, solid waste.

[1] Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Brasil.
[2] Centro Nacional de Primatas, Brasil.
* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará. Rua Deodoro de Mendonça, 233 - São Brás, Belém, Pará. 66090-150, Brasil. Email: marcello.andrade@itec.ufpa.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Resumo

Nos últimos anos leis federais, decretos e normas foram estabelecidas no Brasil com relação à questão de resíduos sólidos e a reciclagem, dentre eles o Decreto Federal nº 5940/06 que instituiu a necessidade da separação dos materiais recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal. Nesse contexto, o objetivo do estudo foi caracterizar os resíduos sólidos gerados no Centro Nacional de Primatas (CENP) para fins de planejamento técnico da implantação de uma Coleta Seletiva Solidária (CSS). A metodologia proposta para o trabalho foi o levantamento quali-quantitativo dos resíduos gerados no CENP para identificar os materiais possíveis de reciclagem. Foi empregada uma modelagem matemática para quantificar e identificar Locais de Entrega Voluntária (LEV) dos materiais recicláveis na área de abrangência dessa instituição. Também foi verificada a viabilidade econômica, empregando-se o software V.E.R.D.E.S, da implantação da CSS e a comercialização desses materiais por uma associação ou cooperativa de catadores. Constatou-se que é possível a implantação da CSS no CENP. A análise de viabilidade econômica permitiu identificar que a comercialização dos materiais pode ser representativa quando incorporada a outros materiais coletados em órgãos situados na região de abrangência do CENP.

Palavras chave: Software V.E.R.D.E.S, reciclagem, resíduos sólidos.

Introdução

Nas últimas décadas a preocupação mundial acerca dos resíduos sólidos tem aumentado devido à constante expansão populacional nos grandes centros urbanos, que entrelaçada ao crescimento da produção industrial vem proporcionando uma intensa geração desses materiais. Os dados do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2018 da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) revelam que no Brasil foram gerados 79 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) neste ano. No entanto, o montante coletado foi de 72.7 milhões de toneladas, registrando um índice de cobertura de coleta de 92.01%, o que evidencia que 5.8 milhões de toneladas de resíduos não foram objeto de coleta e, consequentemente, tiveram destino inadequado (ABRELPE, 2019).

Nesse sentido, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal 12305/2010, constituiu o marco para a gestão integrada e sustentável de resíduos sólidos no país, e apresenta princípios, objetivos e instrumentos, bem como diretrizes para o gerenciamento desses resíduos, e lança desafios e perspectivas para a implantação e aprimoramento dos processos que visem o estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços, como a reciclagem e a coleta seletiva (Brasil, 2010).

A coleta seletiva de resíduos (definida como a segregação prévia, conforme a sua constituição ou composição, de resíduos passíveis de reciclagem) e a reciclagem contribuem para a sustentabilidade urbana com reflexos na saúde ambiental e humana. Portanto, a universalização e a eficiência do serviço dessa coleta são fundamentais para a redução da extração de recursos necessários na obtenção de novos materiais, além de cumprir a meta de haver disposição final apenas de rejeitos em aterros sanitários (Besen et.al, 2014; Rada; Zatelli; Mattolin, 2014).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Para começar a etapa de planejamento de um programa de coleta seletiva devem-se levantar as informações do diagnóstico da área objeto de estudo, a partir de então será possível escolher o melhor método de coleta. Os modelos de coleta seletiva mais aplicados no Brasil são a coleta porta-a-porta, a coleta em Locais de Entrega Voluntária (LEV) e a coleta por trabalhadores autônomos (Miranda; Matos, 2018).

Bernardo e Lima (2017) apontam que o planejamento para a implantação de uma coleta seletiva envolve algumas considerações que devem ser verificadas, como a frequência, o ponto de coleta, o horário e a forma da coleta, para que causem menos transtornos possíveis para a população e seja sanitária e economicamente adequada. Já Toso e Alem (2014) alertam sobre fatores técnicos, econômicos, ambientais e jurídicos relacionados ao lugar onde a coleta será implantada.

No Brasil, 4070 municípios apresentaram alguma iniciativa de coleta seletiva em 2018, o que corresponde a 73.1% dos 5570 municípios existentes no país. Em muitos deles, porém, essas atividades são incipientes e não abrange todos os bairros. No Norte, esse percentual é ainda menor, apenas 63.6% dos municípios possuem alguma iniciativa nesse sentido (ABRELPE, 2019).

Além da PNRS, o Decreto Federal nº 5940/06, destaca a necessidade da separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, devendo implantar uma Coleta Seletiva Solidária (CSS), haja vista que os materiais segregados e separados na fonte geradora serão destinados às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, contribuindo assim com a qualidade ambiental e com a melhoria de renda para os trabalhadores dessa associação e cooperativas (Freitas et al, 2020). O decreto possui o intuito de fortalecer a Coleta Seletiva, gerando renda para associações e cooperativas de catadores, sem fins lucrativos para quem o gera, sendo essa a origem do termo “solidária” (Brasil, 2006).

O Centro Nacional de Primatas (CENP), órgão vinculado à Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS) do Ministério da Saúde (MS) e subordinado técnica e administrativamente ao Instituto Evandro Chagas (IEC) no estado do Pará, tem procurado se adequar as legislações vigentes, principalmente ao Decreto Federal nº 5940/06, quanto ao correto gerenciamento dos resíduos gerados em atividades administrativas e atuação nas áreas de conservação, reprodução e pesquisa com primatas não humanos.

Portanto, o estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico, a partir da caracterização física (análise gravimétrica, geração per capita e massa específica) dos resíduos sólidos gerados no CENP, a fim de identificar a qualidade, quantidade e volume dos materiais passíveis de reciclagem, tendo o compromisso do órgão de encaminhá-los as associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis, para fins de comercialização no mercado paraense de recicláveis e, por conseguinte, auferir renda a essa classe de trabalhadores. Além de promover a consciência

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

ambiental e social a todos os funcionários envolvidos e diminuir o volume de resíduos que seriam destinados ao aterro sanitário, o que promove o aumento de vida útil do mesmo. Assim, justifica-se a importância do trabalho, quanto à proposta de implantação de uma CSS no CENP.

Metodologia

A primeira etapa da metodologia consistiu em uma revisão sistemática de literatura para a coleta de dados secundários a partir de fontes como Scielo, Web Of Science e Periódicos Capes, quanto à questão do gerenciamento adequado dos resíduos sólidos e a coleta seletiva.

A segunda etapa tratou do levantamento de dados primários no local de estudo, através de uma visita in loco ao CENP, para entender a configuração atual da geração, acondicionamento, armazenamento e a dinâmica da coleta dos resíduos, a fim de indicar a possível instalação de LEV. Também foram obtidos dados, junto a Associação de Catadores da Coleta Seletiva de Belém (ACCSB), dos tipos de resíduos mais comercializados na Região Metropolitana de Belém.

O Centro Nacional de Primatas

O CENP está localizado no município de Ananindeua, Região Metropolitana de Belém do Pará (Figura 1).

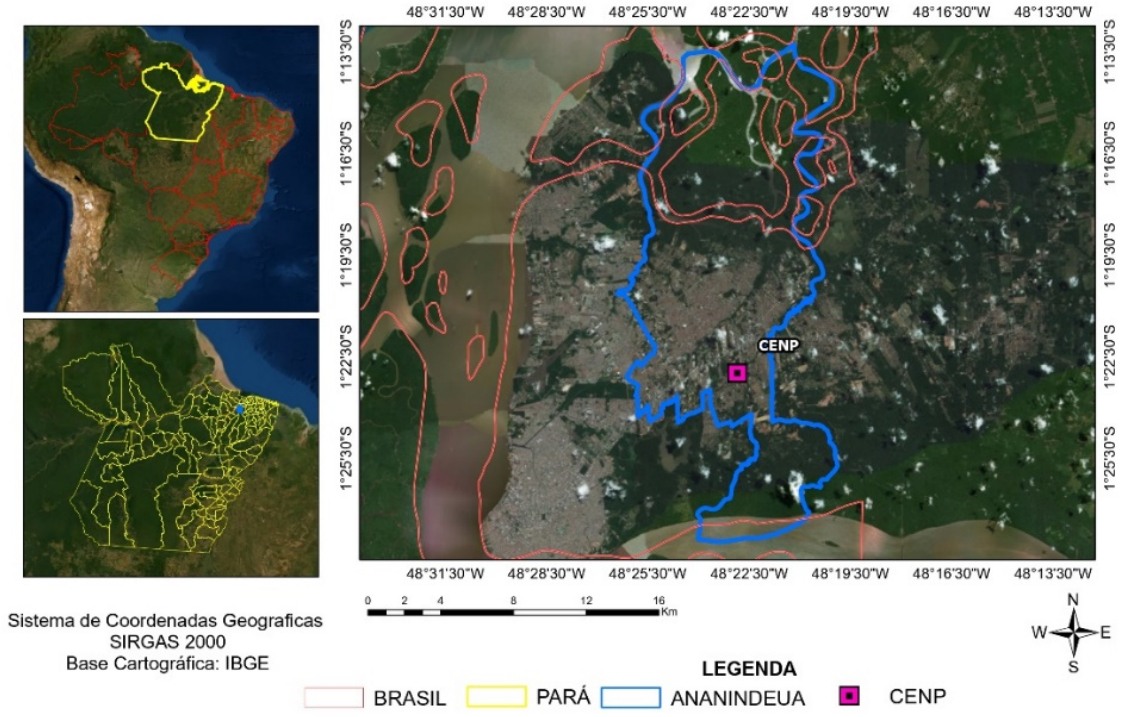


Figura1. Localização do CENP.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

O órgão foi criado com o objetivo principal de planejar e executar a política de desenvolvimento de pesquisas científicas voltadas para as populações de primatas não humanos no Brasil. É considerado um dos maiores Centros de Primatologia da América Latina em diversidade de espécies, possuindo um plantel com 25 espécies, totalizando 615 primatas não humanos. A estrutura organizacional do CENP é composta por duas grandes áreas, a administrativa e a técnica. A área administrativa gerencia os processos relacionados ao regimento do órgão e a área técnica ocupa-se com o manejo e pesquisas relacionadas aos primatas. Estão lotados nas duas áreas 204 funcionários, divididos em servidores, vigilantes, terceirizados e estagiários (CENP, 2017).

Caracterização física dos resíduos

Na caracterização física dos resíduos sólidos gerados no CENP, os resíduos foram separados de acordo com a sua procedência, funcionários ou primatas, haja vista que grande parte da parcela orgânica (ração, frutas, etc.) é proveniente da alimentação dos primatas. A análise gravimétrica foi obtida de acordo com o Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos, elaborado pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2001), que a define como sendo a obtenção do percentual de cada tipo de resíduo segregado em relação ao peso total da amostra analisada.

Para conseguir resultados o mais próximo possível da realidade do CENP foram realizadas análises gravimétricas dos resíduos gerados em dois grupos, no ano de 2018: o primeiro grupo (GRAV 1) das análises ocorreu nos dias 19, 20, 21, 25, 26 e com os resíduos acumulados do final de semana do mês de junho. O segundo grupo (GRAV 2) de análises ocorreu nos dias 6, 7, 8, 9 e 10 e com os resíduos acumulados do final de semana do mês de agosto. O mês de julho foi descartado da análise por se tratar de um período com maior frequência de marcação de férias de funcionários no órgão, o que poderia provocar equívocos nos resultados.

Todos os resíduos gerados e coletados nas áreas técnica (TÉC), administrativa (ADM) e do final de semana (FDS) foram colocados em sacos plásticos e identificados (Figura 2), sendo seguir alocados em um galpão até a execução das análises gravimétricas. A identificação em todos os sacos do local de proveniência dos resíduos foi necessária para que não houvesse misturas com os resíduos da semana, uma vez que não houve permissão do órgão para realizá-la nos FDS.

No dia da execução da análise gravimétrica os sacos eram abertos e os materiais segregados de acordo as classificações pré-estabelecidas: papel/papelão, vidro, plástico, metal, orgânicos e rejeitos (Figura 3), sendo em seguida pesados com o auxílio de uma balança mecânica. A partir das massas obtidas determinou-se o percentual de cada fração em relação a massa total.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022



Figura 2. Resíduos coletados por área: (a) administrativa (ADM); (b) técnica (TEC); (c) final de semana (FDS).



Figura 3. Recipientes revestidos com sacos plásticos utilizados em cada análise gravimétrica.

Planejamento da coleta seletiva solidária no cenp

Como sugestão técnica para implantar uma CSS no CENP foi necessário definir algumas características, como: a modalidade de coleta seletiva a ser empregada, que nesse estudo foi o uso de LEV e onde serão dispostos; a quantidade de recipientes necessários em cada LEV; a abrangência da coleta e frequência, ou seja, quem deverá coletar esses materiais e onde serão armazenados.

A proposta da quantificação dos LEV foi baseada no estudo de Peixoto (2006), com algumas adaptações, que desenvolveu um procedimento para a coleta seletiva de resíduos domiciliares e comerciais em áreas urbanas, a partir das características da cidade e da sua produção de resíduos. Nesse estudo as adaptações se referem à capacidade volumétrica, pois trata-se de um volume menor de resíduos e não haverá o recebimento de materiais volumosos e entulhos. Entende-se

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

que no CENP os materiais possíveis de reciclar são papel, papelão, vidro, garrafas PET, latas e embalagens em geral e que serão dispostos em LEV. Assim, para o cálculo do número de LEV foi empregada a Equação 1.

$$NLEV = \frac{QrT}{Cc*F} \qquad \textbf{Equação (1)}$$

Onde:
NLEV : número de LEV a serem instalados;
QrT : quantidade total de recicláveis gerada semanalmente, em quilogramas;
Cc : capacidade de carga do coletor, em quilogramas;
F : frequência de coleta, por semana.

Com relação à capacidade dos coletores e frequência de coleta foram simulados dois cenários, levando em conta a possibilidade da variação do volume dos coletores (50 litros e 100 litros) e a frequência de coleta (1 e 2 vezes por semana), a fim de se obter a quantidade de LEV necessários para atender a demanda da geração de materiais recicláveis.

Para a determinação dos possíveis pontos de alocação dos LEV foi utilizado o método proposto por Calache e Camargo (2016) que abordaram uma estratégia de recolhimento de material reciclável, com foco no problema de localização de contentores em LEV no bairro de Abadia, o mais populoso da cidade de Uberaba/MG. O estudo foi baseado em um modelo matemático para auxiliar na decisão de localização dos LEV, buscando um atendimento satisfatório para que a população esteja disposta a aderir a um programa de coleta seletiva.

O modelo analisa a alocação de LEV através de uma programação linear inteira e foi conduzido para minimização da distância total percorrida por toda a população a ser atendida. O modelo consiste em um indicador de desempenho (Si), que é a soma das distâncias dos pontos atendidos pelo LEV localizado no ponto i, e leva em consideração os parâmetros como o número de LEV a ser instalados e a distância entre o eixo e o ponto i e o ponto j. Para tanto foi utilizado o software MATLAB. A função objetivo é dada pela Equação 2.

$$minimizar \sum_{i=1}^{b} Si \qquad \textbf{Equação (2)}$$

Nem todas as restrições usadas no método de Calache e Camargo (2016) foram empregadas neste estudo, como: a soma das distâncias entre cada LEV instalado e os pontos atendidos, a somatória do número de LEV ser igual ao número de LEV disponíveis, cada ponto a ser atendido por um único LEV e distância máxima limitada para o atendimento dos usuários. O único parâmetro empregado foi à aproximação dos LEV da população atendida, pois são pontos de maior aglomeração de pessoas. Assim, o modelo foi adaptado para melhor se adequar a realidade do estudo em questão.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Viabilidade econômica da reciclagem dos materiais gerados no CENP

A perspectiva de aferir a possibilidade de renda aos catadores a partir dos materiais recicláveis encaminhados pelo CENP, assim como os ganhos ambientais do processo de reciclagem, foi identificada a partir da metodologia desenvolvida por Magera, Roble e Fiocco (2017) de estudo de viabilidade econômica da reciclagem de resíduos sólidos empregando-se o Software V.E.R.D.E.S. - Versão 1.5. O software visa proporcionar ao usuário uma análise da viabilidade advinda da reciclagem de RSU, baseado na recuperação dos resíduos inorgânicos tais como: latas de alumínio e aço, papéis e papelões, plásticos e vidros que representam aproximadamente 95% dos valores mercadológicos dos resíduos.

O programa funciona com uma aproximação do valor real da viabilidade econômica da reciclagem. A margem de acerto é superior a 80%, enquanto a margem de erro é de 3% para mais ou para menos. Entretanto, quanto maior a precisão dos dados, menor a margem de erro. Seu uso é simples e o resultado é confiável. O software V.E.R.D.E.S pode ser utilizado desde a orientação para a geração de renda para as famílias carentes até para mostrar aos empreendedores os resultados da viabilidade comercial da reciclagem (Silva, 2016).

Na alimentação do programa os dados de entrada são de extrema importância, sendo sua exatidão essencial para alcançar o resultado esperado, sendo eles: a população do local de estudo (habitantes); a geração per capita de resíduos (kg/dia); o salário mínimo vigente no país (R$); cotação do dólar; custo do processo de reciclagem (R$/tonelada) e custo evitado com a coleta (R$/tonelada); os preços de mercado, em tonelada, dos cinco produtos utilizados, o percentual de geração de cada resíduo no local, o percentual de reciclagem desses materiais além do consumo per capita de água e óleo de cozinha. Havendo a falta de alguns dos dados utiliza-se as informações disponibilizadas pelo próprio software.

Resultados

Caracterização física dos resíduos

Os resultados da caracterização dos resíduos sólidos permitiram identificar seis classes de resíduos gerados no CENP: papel/papelão, vidro, plástico, metal, orgânicos e rejeitos; como previamente selecionadas. A parcela considerada “rejeitos” foi atribuída aos resíduos que não existia a possibilidade de reciclagem como, uniformes inutilizados, sapatos, papéis provenientes do banheiro, embalagens Tetra Pak, sacos de ração e outros materiais misturados com restos de alimentos, que não apresenta potencial para reutilização e comercialização no mercado paraense de materiais recicláveis.

Dentre esses materiais, os sacos de rações de alimentação dos primatas foram os que apresentaram um valor considerável em termos de volume em relação aos demais rejeitos. A dificuldade da reciclagem desse material está na composição da embalagem por apresentar um material misto (superfície externa em plástico e parte interior metalizado, similar às embalagens Tetra Pak) e não ser comercializado em Belém.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Estados no Brasil, como São Paulo, que possuem instalação de fábricas da Tetra Pak, já apresentam programas de educação ambiental (ações compartilhadas entre população, catadores de materiais recicláveis e gobernantes) e realizam a reciclagem desse produto (Maradini; Silva; Botezell, 2018).

O resultado da gravimetria (Tabela 1) permitiu identificar uma variação de valores médios para a massa e volume de resíduos gerados com as seis análises gravimétricas denominada GRAV 1, totalizando um valor médio, em massa, de 355.30 kg. Para a GRAV 2, com seis análises gravimétricas, também, o valor total médio em massa foi de 244.65 kg. Ou seja, houve uma maior geração de resíduos para o mês de junho, GRAV 1, demonstrando que é necessário realizar gravimetrias em períodos distintos para que haja uma maior representatividade dos materiais recicláveis no encaminhamento as associações e cooperativas de catadores, em caso de implantação de uma CSS no órgão.

Tabela 1. Valores médios em massa, volume, percentual e estimativas média mensal e anual de resíduos gerados no CENP.

Material	GERAÇÃO DE RESÍDUOS POR MASSA						
	GRAV 1 (kg)	GRAV2 (kg)	Média (kg)	Desvio médio	Porcentagem (%)	Estimativa média mensal (kg)	Estimativa média anual (kg)
Papel/papelão	14.9	9.2	12.05	4.03	4%	48.2	578.4
Plástico	19.9	16.2	18.05	2.62	6%	72.2	866.4
Metal	3.3	2.95	3.125	0.25	1%	12.5	150
Orgânicos	222.4	120.1	171.25	72.34	57%	685	8220
Rejeitos	94.8	96.2	95.5	0.99	32%	382	4584
TOTAL	355.30	244.65	299.98	78.24	100%	1199.9	14398.8
Material	GERAÇÃO DE RESÍDUOS POR VOLUME						
	GRAV 1 (litros)	GRAV 2 (litros)	Média (litros)	Desvio médio	Porcentagem (%)	Estimativa média mensal (litros)	Estimativa média anual (litros)
Papel/papelão	336.96	292.06	314.51	31.75	9%	1258.04	15096.48
Plástico	936.18	724.8	830.49	149.47	24%	3321.96	39863.52
Metal	25.05	49.19	37.12	17.07	1%	148.48	1781.76
Orgânicos	668.01	267.80	467.91	282.99	14%	1871.62	22459.44
Rejeitos	1.700.34	1816.10	1758.22	81.85	52%	7032.88	84394.56
TOTAL	3666.54	3149.95	3408.25	365.28	100%	13633.00	163595.8

Fonte: Autores (2019)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Não houve aferição da parcela "vidro", pois esse tipo de resíduo é proveniente da medicação ministrada aos primatas, ou seja, trata-se de resíduos de serviço de saúde, e que são encaminhados a uma empresa contratada pelo CENP para receber descarte adequado e não poderão ser comercializados pelos catadores.

Nota-se, que a parcela "rejeitos" apresentou um valor considerável, em termos de massa e volume, em relação às demais parcelas, sendo possível constatar que os sacos de ração foram os maiores responsáveis por esse resultado em termos de volume, pois em média são gerados 12 sacos por semana.

A parcela de metal apresentou um aumento perceptível de uma gravimetria para a outra em termos de volume. Constatou-se, que no período de realização da gravimetria houve uma atividade social no órgão, resultando na geração de latas de refrigerante. Também foi possível constatar resto de metal utilizado na confecção de gaiolas dos primatas.

No que se refere ao percentual de cada material nas duas gravimetrias (Figura 4) percebe-se que não houve variação nas frações de papel/papelão e metal, e sim um leve aumento na fração de plásticos na GRAV 2. No entanto, as frações de orgânicos e rejeitos, ambas influenciadas pela alimentação dos primatas, apresentaram uma grande diferença, com um aumento significativo dos rejeitos em detrimento aos materiais orgânicos.

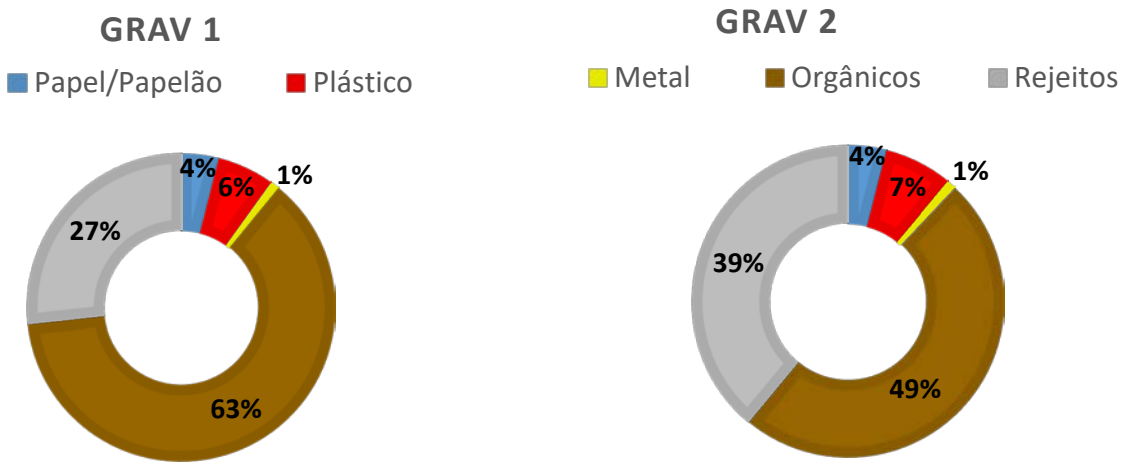


Figura 4. Composição gravimétrica no CENP: A) GRAV 1; B) GRAV 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

O percentual de frações recicláveis para a GRAV 1 foi de 11% enquanto na GRAV 2 foi de 12%, que são percentuais pequenos em relação aos percentuais de resíduos orgânicos (63% e 49%) e rejeitos (27% e 39%), respectivamente para as GRAV 1 e GRAV 2.

Resultado similar foi encontrado por Oduardo (2017) no Parque Zoológico Nacional de Cuba, local de estudo que se assemelha ao CENP, devido as suas características institucionais análogas, ou seja, com a presença de animais, onde os residuos sólidos orgânicos corresponderam a 93%, os perigosos a 6%, e os recicláveis apenas 1%.

Quando se refere à análise gravimétrica para RSU de municípios, o percentual de materiais recicláveis geralmente é maior. Feitosa et al (2018) apresentaram uma revisão sistemática de literatura sobre análise gravimétrica na gestão dos RSU, nos últimos 10 anos, no período de 2006 a 2015, de artigos sobre temas pertinentes à análise gravimétrica e gestão de RSU nas bases SciELO e Portal de Periódicos da CAPES contemplando o Brasil, México, Colômbia, Portugal, Argentina, Chile, Bolívia, Venezuela, Cuba, Costa Rica e Espanha. Os artigos mostraram que a parcela dos resíduos orgânicos apresentou uma variação percentual média de 48%; enquanto o potencial de materiais passíveis de reciclagem oscilou entre 8.87% e 76%.

Já no caso de análises gravimétricas realizadas em Instituições de Ensino Superior (IES), como em Universidades da Califórnia, Norte da Columbia e da Arábia Saudita foi verificado que a parcela de papel, dentre outras frações, foi a mais significativa entre os materiais recicláveis (SMYTH et al., 2010; SALEEM et al., 2019). No Brasil também se observa percentuais maiores para a parcela papel, em relação às demais frações recicláveis, de gravimetrias realizadas em IES brasileiras (CIRNE et al., 2015; GRANDO et al., 2016).

Portanto, dependendo das atividades realizadas em cada local de estudo (órgãos federais, municípios, IES ou qualquer outra fonte geradora de resíduos) têm-se percentuais de frações recicláveis diferenciadas em análises gravimétricas. Além disso, fatores como quantidade de geradores, educação ambiental, socioeconômicos, condições climáticas, padrões de vida, cultura e hábitos, também podem influenciar nessas frações obtidas.

Quanto à estimativa da geração per capita, foram observados dois cenários, com e sem o número de primatas (Tabela 2). No momento do estudo, para o cenário considerado os primatas, identificou-se um total de 811 habitantes (615 primatas e 196 funcionários).

Com relação à massa específica constatou-se que a GRAV1 apresentou valor maior de massa específica que a GRAV2, 0.097 Kg/L e 0.078 Kg/L, respectivamente. Observa-se que estes valores são menores aos obtidos quando se trata de peso específico de RSU. Mota (1997) aponta que geralmente o peso específico de RSU varia em média de 0.2 a 0.30kg/L, pois existe uma maior

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

quantidade em massa gerada em relação ao volume ocupado, contrário ao observado no CENP onde verifica-se um maior volume em relação a massa de resíduos gerados (Tabela 1), com grande contribuição da parcela "rejeitos". Para o estudo, foram considerados os valores médios apenas para a gravimetria e geração per capita, pois, a determinação média de massa específica de dois valores não seria representativa.

Tabela 2. Per capita dos resíduos gerados no CENP.

ESTIMATIVA DA GERAÇÃO PER CAPITA	
GRAV1 (kg/hab.dia)	GRAV2 (kg/hab.dia)
Sem os primatas	
0.227	0.178
Com os primatas	
0.054	0.043

Fonte: Autores (2020)

Coletores, frequencia e localização dos lev

A partir da Equação 1 e cenários estabelecidos quanto a capacidade volumétrica e frequência de coleta foi possível identificar, como era de se esperar, que a quantidade de recipientes, praticamente dobrou quando se reduziu a frequência de coleta (Tabela 3). Como a capacidade dos recipientes é obtida em litros, houve a necessidade, a partir da massa específica, de converter os valores em quilos para utilização da equação.

Tabela 3. Número de LEV em função da capacidade e frequência de coleta.

NÚMERO DE LEV A SEREM INSTALADOS					
V (litros)	ɣ (kg/L)	Cc(kg)	QrT (kg)	F	NLEV
50	0.087	4.36	33.23	1	8
				2	4
100		8.73		1	4
				2	2

V: volume; ɣ: massa específica; Cc: capacidade de carga do coletor, em quilogramas; QrT: quantidade total de recicláveis gerada semanalmente, em quilogramas; F: frequência de coleta, em vezes por semana; NLEV: número de LEV a serem instalados.

Dentre os quatro resultados possíveis, destacam-se os que apresentaram quatro NLEV. A primeira possibilidade seria um coletor com capacidade de 50 litros e frequência de duas coletas por semana. A segunda opção seria um coletor de 100 litros de capacidade, porém com uma frequência de apenas

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

uma coleta por semana. Entretanto, quanto menor a frequência de coleta maior é a possibilidade de proliferação de vetores e problemas de ordem sanitária. Portanto, é necessário que os resíduos recebam um bom acondicionamento e transporte adequado até o local de armazenamento temporário, cabendo ao órgão e a cooperativa ponderar sobre o assunto.

Quanto ao número de coletores sugere-se que em cada LEV seja disposto apenas um recipiente para receber os materiais recicláveis, sem descriminação por cada categoria de material. Essa proposta está baseada em iniciativas anteriores, realizada pelo CENP, quanto a entrega de materiais previamente segregados por categorias aos catadores, que acabam realizando nova triagem em função da melhor oferta de valor no mercado de recicláveis. Como afirmam Juliatto, Calvo e Cardoso (2011) a segregação dos resíduos secos não sendo misturados com os orgânicos e rejeitos é uma vantagem, já garante outra qualidade aos resíduos para o seu aproveitamento, valorizando assim o material.

Com relação à alocação dos LEV, foi utilizada uma adaptação do método de Calache e Camargo (2016) para se adequar a realidade da instituição. Os modelos matemáticos foram calculados utilizando o resolvedor random walk, para o cenário simulado considerando os 4 LEV.

Inicialmente foi selecionado 1 ponto, denominado P1, localizado na guarita de entrada do Órgão, a partir dele foi traçada a distância em metros no eixo X, de 320 metros e no eixo Y, de 160 metros, que correspondem ao comprimento e largura do CENP, totalizando sua área. A partir do NLEV, calculado previamente, foi utilizado o modelo proposto para localizar os pontos ótimos para a alocação dos LEV de 1 a 4 na área (Tabela 4). No entanto, ao se plotar esses pontos no interior da área do CENP, percebeu-se que o modelo utilizado não levou em conta as vias distribuídas na área do órgão, o que resultou em marcadores na área de mata para os, LEV 3 e LEV 4. Portanto, foi necessária uma readaptação dos locais, também para facilitar o deslocamento dos servidores aos LEV, utilizando-se o programa Google Earth Pro para o georreferenciamento da nova localização dos LEV conforme o "croqui" da Figura 5.

Tabela 4. Localização dos LEV no CENP

RESULTADO DA MODELAGEM		
LOCAL	Eixo X	Eixo Y
P1	0 m	0 m
LEV 1	64 m	13 m
LEV 2	2 m	27 m
LEV 3	136 m	28 m
LEV 4	17 m	77 m

P1: Ponto inicial; LEV 1 a.4: Pontos de Locais de Entrega Voluntária identificados no CENP.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

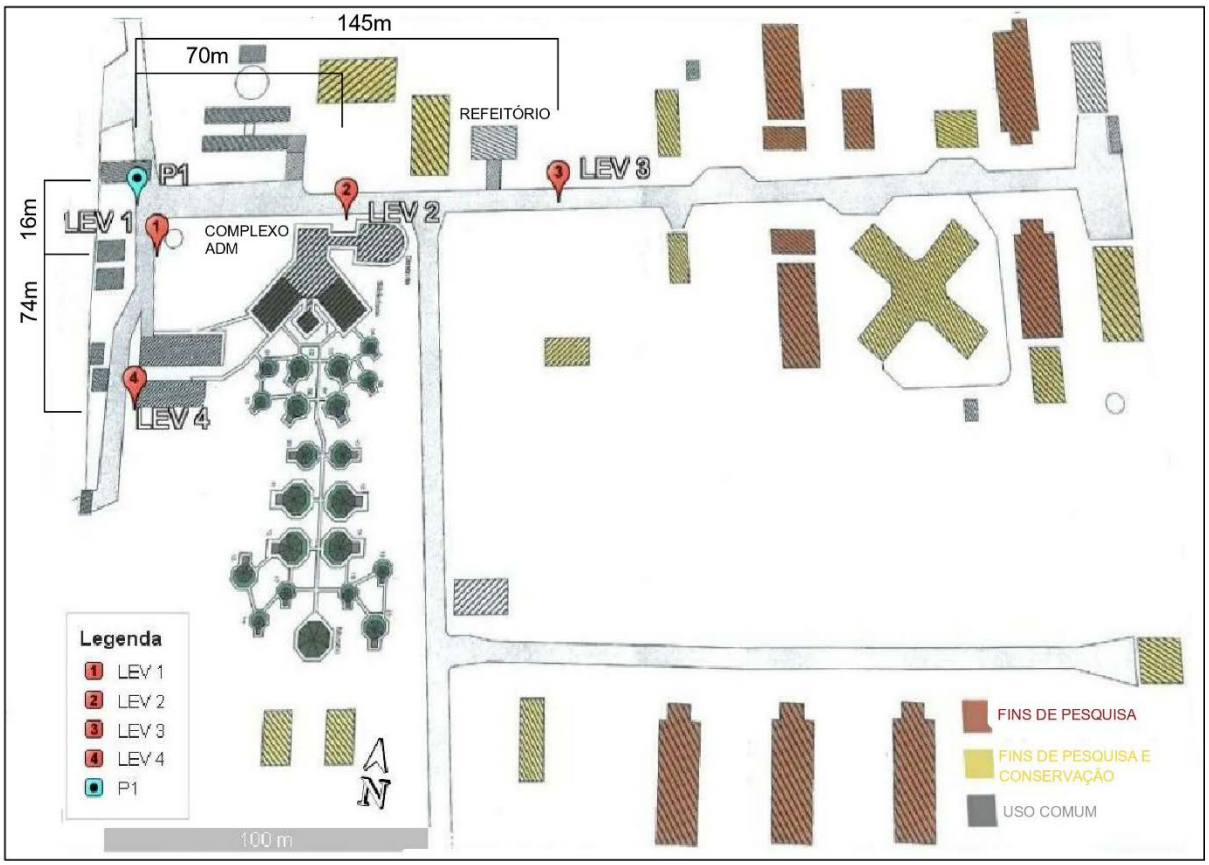


Figura 5. Localização dos LEV após relocação dos pontos iniciais.

O LEV 1, posicionado em uma convergência de vias, próximo ao acesso de entrada e saída do órgão, é estratégico e facilita a diminuição de distância entre os funcionários e o ponto de disposição dos resíduos. O LEV 2, alocado em frente ao complexo administrativo, atenderá a demanda relacionada a maior produção de materiais recicláveis, como papel e plástico, proveniente das atividades administrativas. O refeitório, outro ponto de grande movimentação de pessoas e, portanto, um gerador de materiais recicláveis que poderá ser contemplado com o LEV 3. Já o LEV 4, posicionado próximo ao arquivo/almoxarifado poderá receber todos os materiais recicláveis gerados na área administrativa e de alimentação.

É evidente que quanto menor a distância de caminhada para àquele que irá depositar os resíduos nos LEV, maior será a sua participação no processo. Peixoto (2006) considera que para incentivar a participação popular, a distância ideal para o usuário do LEV é de 300 metros, podendo chegar a 500 metros em locais de maior sensibilização da população. Em

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

razão de o CENP possuir uma pequena área construída e uma área livre muito grande é importante que os LEV estejam estrategicamente associados aos deslocamentos mais prováveis dos funcionários, a fim de incentivar a proposta dessa dinâmica. Não houve uma proposta de LEV na área de pesquisa (criadouros), pois identificou-se que os resíduos gerados são orgânicos, sobra da alimentação dos primatas, que não é objeto da coleta seletiva. Os demais resíduos gerados são considerados perigosos (fezes dos primatas, vidros e recipientes com fármacos) e recebem uma coleta especial por uma empresa especializada para tratamento e disposição final.

É de extrema importância a colaboração de todos os funcionários no processo, sendo necessário envolvê-los em programas educativos, indicando o novo processo de adequação de materiais recicláveis nos LEV a partir da fonte geradora. Nesse sentido, Freitas et al (2020) afirma que quanto mais efetiva a contribuição de todos na separação dos resíduos, mais eficiente será o processo, e logo maior será o ganho socioeconômico e ambiental, pois dessa forma se garante que um volume maior de resíduos seja reciclado, gerando mais empregos e mais renda para os catadores, portanto, se não for realizada a correta separação e disposição dos resíduos recicláveis, todo o sistema estará comprometido.

Cabe ressaltar, que atualmente, os materiais recicláveis coletados são armazenados por um determinado tempo em um galpão no CENP até que seja recolhido por uma associação ou cooperativa, após contato telefônico. A frequência de coleta varia de acordo com a logística da própria entidade.

Viabilidade econômica

A análise da viabilidade econômica dos materiais recicláveis gerados no CENP foi considerada apenas da parcela produzida pelos 196 funcionários (aqui considerada a nomenclatura CENP 1), tendo em vista que apenas esses habitantes contribuem diretamente na geração de materiais recicláveis. Os dados de entrada para o Software V.E.R.D.E.S foram: geração per capita de 0.202 kg/hab.dia; valor oficial do salário mínimo recebido por um trabalhador no Brasil em 2019, de R$ 998.00 (novecentos e noventa e oito reais), de acordo com o decreto Nº 9661, de 1º de janeiro de 2019 (BRASIL, 2019); cotação do dólar realizada no dia 12/11/2019 de R$ 4.17; e, o consumo de água de 155.34l/hab.dia de acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2017 (SNIS, 2017).

Além desses dados, também foi utilizado, de acordo com dados do próprio software, o custo da reciclagem e o custo evitado com a CSS de R$ 1042.50/tonelada e R$ 250.20/tonelada respectivamente, e por fim o consumo de óleo de cozinha de 0.75l.hab/mês.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

O índice de reciclagem de cada material no Brasil (Tabela 5) foi obtido a partir do estudo de Besen (2011). O preço de mercado dos materiais recicláveis foi obtido com a ACCSB, de acordo com os valores comercializados em Belém (Tabela 6). É importante ressaltar que o software na identificação da composição gravimétrica emprega um per capita para o alumínio de unidades/mês e para ferro em quilos/ano, no entanto a fração de alumínio não foi computada no trabalho, pois durante a pesquisa no órgão não foi constatada a geração desse material, apenas em um momento de evento social, conforme a tabela 7.

Tabela 5. Índice de reciclagem de cada material no Brasil.

ÍNDICE DE RECICLAGEM (%)	
ALUMÍNIO	92
PLÁSTICO	55
VIDRO	47
PAPEL	44
AÇO	44

Fonte: Besen (2011)

Tabela 6: Preço de mercado de cada material reciclável em Belém.

PREÇO DE MERCADO (R$/ton)	
PREÇO DO ALUMÍNIO	3500.00
PREÇO DO VIDRO	250.00
PREÇO DO PAPEL	200.00
PREÇO DO PLÁSTICO	787.50
PREÇO DO AÇO	350.00

Fonte: ACCSB (2019)

Tabela 7: Composição gravimétrica de cada material.

COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA	
ALUMÍNIO	0 unidades/hab.mês
PAPEL	4 %
PLÁSTICO	6 %
AÇO	0.76 kg/hab.ano
ORGÂNICO/REJEITOS	89 %

Fonte: Autores (2019)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Os resultados, com a projeção realizada pelo programa V.E.R.D.E.S, que são dados em números inteiros, portanto arredondamentos, apontaram uma geração total de 14 toneladas de materiais recicláveis por ano (Figura 6), confirmando o valor obtido nas análises gravimétricas, com uma geração per capita mensal de resíduos de aproximadamente 6 kg/hab e uma anual de aproximadamente 72 kg/hab.

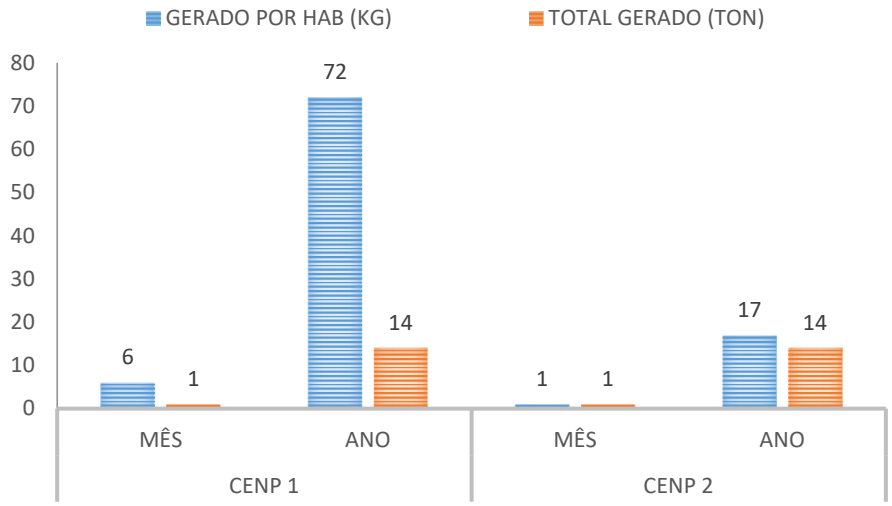


Figura 6. Massa de materiais recicláveis gerados em kg e toneladas para CENP 1.

Os ganhos e custos com a reciclagem, apresentados pelo programa, é baseada em uma análise macro ambiental, onde o ganho é representado pela economia de matéria prima, energia elétrica, água, a diminuição da poluição do ar, da água e do solo além dos custos evitados com a coleta, transporte e disposição final dos resíduos, enquanto que o custo do processo de reciclagem é definido pelos gastos com transporte, armazenamento, enfardamento, trituração, lavagem e custos administrativos (Figura 7).

A possível economia obtida (ganhos) com a reciclagem por mês seria de aproximadamente R$ 477 (quatrocentos e setenta e sete reais), que resultaria anualmente em R$ 5733 (cinco mil setecentos e trinta e três reais), enquanto a economia mensal perdida (custos) sem a reciclagem seria de R$ 412 (quatrocentos e doze reais), resultando em um custo anual de R$ 4944 (quatro mil novecentos e quarenta e quatro reais).

Em relação à análise mercadológica, que avalia os ganhos reais obtidos com a comercialização dos resíduos provenientes da reciclagem no mercado local, verificou-se que o CENP 1 proporcionou um baixo valor de rendimentos reais com a comercialização dos materiais (Figura 8).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

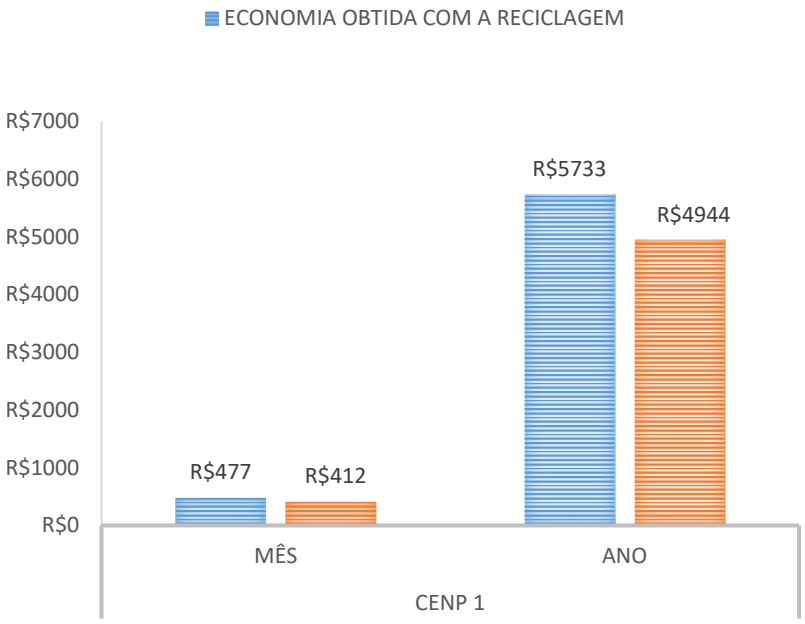


Figura 7. Economia do processo de reciclagem.

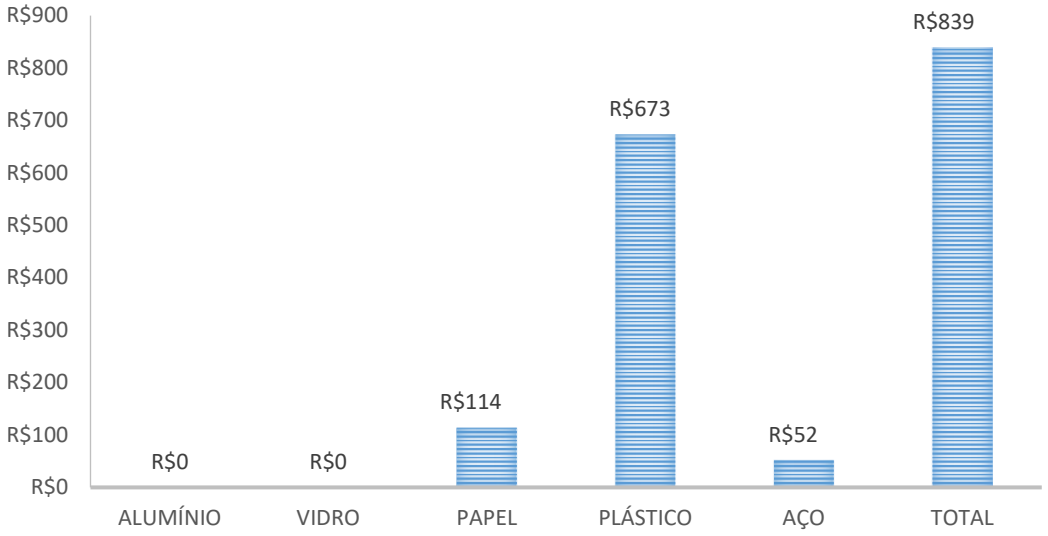


Figura 8. Análise mercadológica para o CENP 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Os valores apresentados no CENP 1 demonstram que o potencial econômico a ser conseguido de forma direta com a comercialização dos materiais recicláveis seria de R$ 839 (oitocentos e trinta e nove reais) ao ano, sendo o plástico o material com maior rendimento econômico, com R$ 673 (seiscentos e setenta e três reais). Apesar de ser um valor de venda relativamente baixo, esse condiz com o volume de materiais recicláveis gerados no órgão. Ao se fazer uma análise crítica, levando em consideração a margem de erro do software, os resultados são confiáveis e condizem com a realidade da geração de resíduos no CENP.

De acordo com a economia real obtida pelas cooperativas com a venda dos materiais recicláveis gerados no CENP, fica claro que devido a pequena quantidade gerada e ainda o consumo de combustível, desgaste de transporte, hora perdida do trabalhador, etc., é oportuno avaliar a otimização de roteiros de coleta e transporte de materiais recicláveis pelas associações e cooperativas na região, bairros próximos ao CENP, a fim de tornar o sistema mais atrativo e eficaz, gerando mais renda aos catadores.

Bernardo e Lima (2017) realizaram o planejamento e implantação de um programa de coleta seletiva, utilizando um sistema de informação geográfica (SIG) na elaboração das rotas de coleta e transporte de materiais recicláveis para um município de Minas Gerais, São Lourenço, e permitiu a elaboração de roteiros de coleta mais eficazes, quando da utilização dos veículos de coleta, tempos em rota e distâncias percorridas.

Conclusão

Os resultados do estudo permitiram identificar a possibilidade de implementação da CSS com a distribuição de 4 LEV para a coleta de materiais recicláveis entre os setores administrativo e área técnica no CENP, sendo que em cada ponto deverá dispor apenas um coletor, com uma capacidade volumétrica de 50 litros ou 100 litros, a depender da frequência da coleta.

Em relação à análise econômica, não existe um parâmetro único que meça em reais o valor mínimo para definir a viabilidade econômica da aplicação da coleta seletiva. O CENP, por apresentar um baixo volume de frações recicláveis poderá se tornar pouco atrativo as cooperativas, caso seja visto em uma escala micro. Entretanto, se houver um roteiro eficiente de coleta, por parte da cooperativa, de outras fontes geradoras próximas ao CENP, é eminente à contribuição desta instituição no montante arrecadado na região, para fins de comercialização.

Deve-se destacar que pela grande quantidade de resíduos orgânicos e rejeitos gerados no órgão deve-se investigar uma possível reutilização ou reciclagem para esses materiais, que podem ser desde a compostagem da parcela orgânica até a identificação de possíveis compradores fora do estado.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Com relação à qualidade ambiental, ao se analisar os ganhos ambientais, obtidos com a reciclagem e a perda sem o processo, é possível afirmar que a implantação da CSS no CENP é ambientalmente adequada e viável desde que se adeque o processo a realidade dos funcionários e o funcionamento do órgão.

Referências bibliográficas

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2019) *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018.* Acesso em 10 de novembro de 2019, disponível em: http://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019

Bernardo, M., Lima, R. S. (2017) Planejamento e implantação de um programa de coleta seletiva: utilização de um sistema de informação geográfica na elaboração das rotas urbanas, *Rev. Bras. Gest. Urbana*, **9**(1), 385-395. Acesso em 10 de novembro de 2019, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-33692017000400385&lng=en&nrm=iso

Besen, G. R., Ribeiro, H., Günther, W. M. R., Jacobi, P. R. (2014) Coleta seletiva na Região Metropolitana de São Paulo: impactos da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Ambiente & Sociedade (Online)*, **17**(1), 259-278.

Besen, G. R. (2011) *Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade.* Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública (Saúde Pública), Universidade de São Paulo, São Paulo, 275 pp.

Brasil (2006) *Decreto nº 5.940, 25 de outubro de 2006*. Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências.

_____ (2010) *Lei nº. 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n.9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF.

_____ (2019) *Decreto nº 9.661, 1º de janeiro de 2019.* Regulamenta a Lei nº 13.152, de 29 de julho de 2015, que dispõe sobre o valor do salário mínimo e a sua política de valorização de longo prazo.

Calache, L. D. R., Camargo, V. C. B. (2016) Proposta de um método de localização e alocação de pontos de coleta seletiva. *Pesquisa operacional para o desenvolvimento*, **8**(1), 137-162.

CENP, Centro Nacional de Primatas (2018) *Relatório de Gestão: Exercício 2017*. Acesso em 10 de novembro de 2019, disponível em: http://www.cenp.gov.br/portal/wp-content/uploads/2019/11/28032018_RGE-2017-VERS%C3%83O-FINAL-cenp.pdf

CIRNE, L. E. M. R., Leite, C. M. A., Souza, D. R., Pederneiras, Y. M., Cirne, M. E. R., Nobrega, R. A., (201) Coleta e caracterização dos resíduos sólidos gerados na UFCG-Campus I: Sensibilização da comunidade acadêmica da problemática socioambiental-Ano referência 2015. *Participação*, **29**, 36-43.

Feitosa, A. K., Barden, J. E., Konrad, O., (2018) Análise gravimétrica na gestão de resíduos sólidos urbanos: uma revisão sistemática. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, **12**,131-146.

Freitas, T. G., Kocourek, S., Oliveira, J. L., Campos, A. O. (2020) Participação social na coleta seletiva solidária: estudo de caso de uma instituição federal de ensino superior no Brasil. *Revista Brasileira de Gestao Ambiental e Sustentabilidade*, **7**(16), 553-573.

Grando, T., Testolin, R., Zanotti, F., Buss, M. V., (2016) Aplicação de um sistema de gestão de resíduos sólidos no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Catarinense Campus Videira. *Anuário Pesquisa e Extensão Unoesc Videira*, **1**, e12326-e12326.

IBAM, Instituto Brasileiro de Administração Municipal (2001) *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos.*

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78056
Vol. 15, No.1, 384-404
6 de abril de 2022

Juliatto, D. L., Calvo. M. J., Cardoso. T. E. (2011) Gestão integrada de resíduos sólidos para instituições públicas de ensino superior. Revista *Gestão Universitária na América Latina - GUAL*, **4**(1), 170-193.

Magera, M. C., Robles, D., Fiocco, D. (2017) *VERDES - Viabilidade Econômica da Reciclagem dos Resíduos Sólidos: Primeiro Software Ecológico do Mundo 2007*. Acesso em 20 de outubro de 2019. Disponível em: http://portaldoprofessor.mec.gov.br/fichaTecnica.html?id=20817

Maradini, G. S., Silva, T. A. V. B., Botezelli, L. (2018) Ações de sustentabilidade ambiental empresarial: o caso da tetra pak® em monte mor–sp. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **7**(1).

Miranda, N. M., Mattos, U. A. O. (2018) Revisão dos Modelos e Metodologias de Coleta Seletiva no Brasil. *Soc. Nat.* Uberlândia, **30**(2), 1-22.

Mota, S. (1997) Introdução à engenharia ambiental. Rio de Janeiro: ABES.

Oduardo, D. M., (2017) Manejo de los residuos sólidos en el parque zoológico nacional de cuba. *Carta Editorial*, 59.

Peixoto, K. (2006) *Contribuição ao planejamento e operação da coleta seletiva em área urbana*, dissertação de mestrado, Instituto Militar de Engenharia, Rio de Janeiro, 159 pp.

Rada, E. C., Zatelli, C., Mattolin, P. (2014) Municipal solid waste selective collection and tourism. *WIT Transaction Ecology Environmental*, **180**(1), 187-197.

Saleem, M., Blaisi, N. I., Alshamrani, O. S. D., Al-Barjis, A. (2019). Fundamental investigation of solid waste generation and disposal behaviour in higher education institute in the Kingdom of Saudi Arabia. *Indoor and Built Environment,* **28**(7), 927-937.

Silva, I. G. B. (2016) *Análise do potencial econômico dos materiais recicláveis gerados na cidade de Campina Grande-PB,* Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande. 39 pp.

Smyth, D. P., Fredeen, A. L., Booth, A. L., (2010) Reducing solid waste in higher education: The first step towards 'greening'a university campus. *Resources, Conservation and Recycling*, **54**(11), 1007-1016.

SNIS (2017). Base de Dados SNIS - Séries Históricas.

Toso, E. A. V., Alem, D. (2014) Effective location models for sorting recyclables in public management, *European Journal of Operational Research*, **234**(3), 839-860.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

INFLUÊNCIA DA RELAÇÃO C:N E DA UMIDADE DO SUBSTRATO NO PROCESSO DE BIOMETANIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

* Graziela Pinto de Freitas [1]
Gilson Barbosa Athayde Júnior [1]
Mariana Moreira de Oliveira [1]

INFLUENCE OF C:N RATIO AND HUMIDITY OF THE SUBSTRATE ON THE BIOMETHANIZATION PROCESS OF ORGANIC SOLID WASTE

Recibido el 27 de enero de 2021. Aceptado el 21 de junio de 2021

Abstract

The anaerobic digestion of organic waste is considered a viable technique from an environmental and economic point of view to treat and reuse the by-products from this process. For the optimization of this process, it is necessary that some variables are taken into account. The objective of this article was to carry out a bibliographic survey regarding the influence of the C: N ratio and substrate moisture in the treatment of organic solid waste through the process of anaerobic digestion. A survey of data was carried out in the following databases: Science Direct, Scopus, SiELO and Web of Science, and studies were selected between the years 2010 and 2020. According to the reviewed literature, to obtain the best yields of biogas, the Carbon: Nitrogen (C: N) ratio must be between 20: 1 and 30: 1, depending on the type of waste to be digested. Studies report that the moisture content can vary from 50% to 97%, however, the best yields were found when the moisture content was above 90%. The interaction between these factors, as well as the appropriate proportions of organic residues within the biodigester, is characterized as an effective and promising way to enhance the amount of methane present in the biogas composition.

Keywords: anaerobic digestion, carbon/nitrogen ratio, co-digestion, moisture content, organic solid waste.

[1] Programa de Pós-graduação em 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 - Conj. Pres. Castelo Branco III, PB, 58051-900. Email: grazielaapfreitas@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Resumo

A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é considerada uma técnica viável do ponto de vista ambiental e econômico para tratar e reaproveitar os subprodutos oriundos deste processo. Para a otimização deste processo, faz-se necessário que algumas variáveis sejam levadas em consideração. Objetivou-se com este artigo, realizar um levantamento bibliográfico a respeito da influência da relação C:N e umidade do substrato no tratamento de resíduos sólidos orgânicos através do processo da digestão anaeróbia. Realizou-se um levantamento de dados nas seguintes bases de dados: Science Direct, Scopus, SiELO e Web of Science, e foram selecionados estudos entre os anos de 2010 e 2020. De acordo com a literatura revisada, para se obter os melhores rendimentos de biogás, a relação Carbono:Nitrogênio (C:N), deve estar compreendida entre 20:1 e 30:1, a depender do tipo de resíduo a ser digerido. Os estudos relatam que o teor de umidade pode variar desde 50% até 97%, no entanto, os melhores rendimentos foram encontrados quando o teor de umidade se apresentou acima de 90%. A interação entre esses fatores, assim como as proporções adequadas de resíduos orgânicos dentro do biodigestor, caracteriza-se como uma forma eficaz e promissora para potencializar a quantidade de metano presente na composição do biogás.

Palavras chave: co-digestão, digestão anaeróbia, resíduos sólidos orgânicos, relação carbono/nitrogênio, teor de umidade.

Introdução

Resíduos sólidos (RS) caracterizam-se como sendo subprodutos provenientes das atividades humanas, que possuem qualquer processo tecnológico de aproveitamento economicamente viável, permitindo a sua utilização na fabricação de novos produtos e até mesmo na produção de energia. No entanto, quando destinados a locais inadequados, são considerados um dos principais problemas ambientais da atualidade (Santos *et al.*, 2020).

No Brasil, o principal marco regulatório sobre os RS é a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que representa um grande avanço na área, determinando a responsabilidade compartilhada da sociedade civil, iniciativa privada e poder público em relação às possíveis soluções referentes aos impactos negativos provenientes da geração de RS.

Segundo Santos *et al.* (2020), são desperdiçados mais de 1.3 bilhões de toneladas de RS por ano no planeta, de origem urbana, domiciliar, comercial, hospitalar e industrial, dentre outras. A maior parte deste volume é disposta em lixões, corpos hídricos, terrenos baldios e outros locais inapropriados para disposição destes resíduos.

No ano de 2019, foram geradas no Brasil 79 milhões de toneladas de RS, o que equivale a 216 mil toneladas diárias. Destes, aproximadamente 52% são compostos por material orgânico putrescível (ABRELPE, 2019), passível de fermentação, que quando descartado inadequadamente, causa impacto negativo ao meio ambiente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

O desperdício dos restos de alimentos ocorre em todas as etapas de produção, desde o momento de preparo até o consumidor final, consequência da falta de cuidado no manuseio, falta de logística no transporte e do acondicionamento inadequado dos produtos, visto que no Brasil são totalizados um descarte de 41 mil toneladas diárias de alimentos na forma de resíduos (FAO, 2015; Ferreira, 2015).

Finnveden *et al.* (2005) apontam que uma das formas de minimizar impactos negativos decorrentes da produção elevada de RS é através do aproveitamento energético, proveniente do tratamento da fração orgânica dos RS. A substituição de combustíveis fósseis por RS na produção de energia, surgiu como uma alternativa para reduzir as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e aumentar o uso de fontes de energias renováveis, prática que já vem sendo utilizada em vários países. Outra solução importante para a redução da emissão de GEE é a proibição do envio de matéria orgânica para os aterros sanitários, tendo sido gradualmente adotada pelos países europeus. Tal medida também é adotada no Brasil, prevista na PNRS, que estabelece a destinação apenas dos rejeitos para aterros sanitários.

Vale destacar que o Plano Nacional de Energia 2030 (PNE 2030) aponta o tratamento dos resíduos orgânicos RO como uma solução viável do ponto de vista ambiental e econômico, contribuindo com a expansão da oferta de energia alternativa até 2030 (Brasil, 2010).

Resíduos Sólidos Orgânicos

Os resíduos sólidos orgânicos (RO) são constituídos por restos de alimentos, podas e outros itens putrescíveis e representam mais de 50% da fração de RS urbanos coletados (Souza; Oliveira, 2009; Souza; Guadagnin, 2009; Fernan do Lima, 2012; Brasil, 2020). Mesmo em cidades com maior grau de industrialização, o índice de geração de RO pode atingir percentuais superiores a 57% (Agostinho *et al.*, 2013; Zago; Barros, 2019).

No entanto, no Brasil, de acordo com a Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental do Ministério das Cidades, apenas 1.6% dos RO gerados, receberam tratamento adequado, sendo a fração remanescente (98.4%) enviada a aterros sanitários (Brasil, 2015).

Em geral, a destinação dos RO ainda é o aterro sanitário, para os quais cerca de 43 milhões de toneladas são encaminhadas anualmente (ABRELPE, 2019). O custo do sistema de coleta e destinação destes resíduos, em sua maioria, não é recuperado. Além disso, nos aterros, os RO emitem gás metano para a atmosfera, contribuindo para a emissão dos GEE. Vale ressaltar, que os RO podem gerar biogás e biofertilizantes, especialmente, se produzidos com material de fontes selecionadas (Abarca; Maas; Hogland, 2013; Zambon, 2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Devido à elevada quantidade de RO gerados, a União Europeia definiu algumas ações voltadas à redução de sua geração, dentre estas, disseminar boas práticas de gestão e tratamento dos resíduos alimentares (European Commission, 2015).

No Brasil, a PNRS, através da Lei 12.305/2010 prever, no art. 36, inciso V, a necessidade de implantação, pelos titulares dos serviços, "de sistemas de compostagem para resíduos sólidos orgânicos e articulação com os agentes econômicos e sociais formas de utilização do composto produzido" (Brasil, p.14, 2010). Desta forma, entende-se que o aproveitamento dos RO, a introdução da coleta seletiva e da disposição final adequada dos resíduos, fazem parte das obrigações dos municípios instituída pela referida Lei. Esta Lei também responsabiliza os cidadãos e governantes sobre a prevenção e a redução na geração de RS, manuseio, tratamento e disposição adequada.

Digestão anaeróbia

Tento em vista a redução dos impactos negativos provenientes da elevada geração de RO, faz-se necessário buscar medidas alternativas para otimizar o processo de tratamento destes, a fim de reduzir as emissões de gases poluentes que aumentam o efeito estufa, reduzir o volume de resíduos enviados ao aterro sanitário, além de gerar benefícios econômicos com a produção de energia limpa. A digestão anaeróbia (DA) aplicada ao tratamento de RO tem se apresentado uma alternativa promissora, tanto pela redução do volume desses resíduos, que seriam dispostos em aterros sanitários, quanto pela produção de biogás com elevado poder calorífico, o qual pode ser utilizado em processos térmicos ou elétricos, assim como pela mitigação dos efeitos causados pelos GEE (Girardi Neto; Silva; Pinheiro, 2017; Ren *et al.*, 2018).

A DA de RO é um tipo de tratamento através do qual as cadeias de carboidratos, lipídios e proteínas são transformadas em metano, a unidade mais simples dos hidrocarbonetos. Esse tipo de bioconversão tem várias vantagens, sendo uma delas a produção de uma fonte direta de energia, como o gás metano (Bortolini *et al.*, 2020).

A degradação da matéria orgânica ocorre em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que a metanogenese é normalmente a etapa limitante do processo, conduzida pelas archaeas metanogênicas, de crescimento mais lento, de 2 a 4 dias, e mais sensíveis à variação das condições do meio (Girardi Neto; Silva; Pinheiro, 2017).

Para mensurar a evolução do processo, algumas variáveis devem ser monitoradas, tais como: a composição do substrato a ser digerido, os valores de pH, temperatura, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis (AGV) e a produção e composição de biogás.
A DA pode ter sua eficiência reduzida devido a alterações das variáveis mencionadas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Um importante parâmetro refere-se à composição do substrato, em especial à relação C:N e teor de umidade, e consequentemente desequilíbrio de nutrientes presentes nos materiais a serem tratados. Baixa quantidade de matéria orgânica, alta concentração de nitrogênio e metais pesados, podem vir a ocasionar desestabilização no processo (Callaghan *et al.*, 2002; Mata-Alvarez *Et al.*, 2014).

Diante do exposto, objetivou-se com o presente estudo, apresentar uma revisão de literatura do período 2010-2020 acerca da influência da relação C:N e teor de umidade do substrato na geração de biogás decorrentes da DA de RO.

Metodologia

Este artigo trata de uma revisão integrativa da literatura na qual permitiu estabelecer relações de produções anteriores, com temáticas recorrentes, apontando novas perspectivas e consolidando a área de conhecimento.

Para o desenvolvimento do estudo, foram tomadas as seguintes etapas: seleção de bancos de dados a serem pesquisados; definição de critérios de inclusão e exclusão; análise de estudos previamente selecionados e apresentação da revisão.

Optou-se por utilizar o Periódico CAPES nas seguintes bases de dados: *Science Direct*, *Scopus, SiELO e Web of Science* por estes apresentarem influência relevante no âmbito científico, assim como elevado acervo na área de tecnologias.

Para pesquisa dos artigos usou-se os seguintes descritores: “Resíduo sólido orgânico”, “Relação C:N”, “Digestão anaeróbia”, “Composição substrato”, “Biogás”, “Co-digestão”, “Umidade”. Quanto aos critérios de inclusão, definiu-se artigos publicados sobre o tema em qualquer idioma, publicados no período entre 2010 – 2020 com resumo, metodologia, resultados e conclusão disponíveis para leitura. A busca bibliográfica ocorreu simultaneamente nas quatro bases de dados. Foram excluídos artigos que não estivesse no intervalo de tempo de estudo, artigos que não tratassem da relação C:N no tratamento de RO e trabalhos que somente o resumo estavam disponíveis para download.

Os trabalhos utilizados foram apresentados na forma de quadros, apresentando-se: o tipo de substrato estudado, descrição sucinta do artigo e referência. Já os resultados foram exibidos na forma de gráficos, com análises comparativas entre os resultados abordados pelos autores, assim como uma visão crítica a respeito da temática.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Resultados e discussões

Artigos selecionados para desenvolvimento do estudo

Na Tabela 1, pode-se observar a listagem dos estudos analisados, publicados no período 2010-2020, sobre a perspectiva da influência de composições ideais de C:N no tratamento anaeróbio de RO.

Tabela 1. Estudos selecionados segundo título, descrição, autor e ano.

Substrato analisado	Descrição	Referência
Resíduos alimentares, frutas, vegetais e resíduos de jardim	Viabilidade da DA de resíduos alimentares com três índices de sólidos totais 16%, 13% e 11%.	Dong; Zhenhong; Yong ming (2010)
Resíduos de frutas e verduras	Capacidade de biodegradação anaeróbia dos resíduos de frutas e verduras por meio do monitoramento da DQO e da relação C:N.	Sgorlon *et al.* (2011)
Resíduos alimentares e esterco suíno	Viabilidade da co-digestão de RO com ênfase nos fatores que influenciam o desempenho da DA	Zhang; Lee; Jahng (2011)
Resíduos de frutas, vegetais e restos de alimentos	Potênciais de produção de biogás de RO com biodegradabilidades de 59% e 83%	Lin *et al.* (2011)
Resíduos alimentares e lodo de esgoto	Apontou-se a faixa das razões C:N para potencializar a quantidade de metano produzida usando o teste de potencial bioquímico de metano .	Siddiqui; Horan; Kofi (2011)
Esterco bovino, resíduo orgânico e lodo de esgoto	Maximizou-se a produção de biogás, através de um pré tratamento dos RO, sobre condições mesofílicas e termofílicas usando tanque agitado continuamente e operando em diferentes tempos de degradação.	Maranon *et al.* (2012)
Resíduos alimentares, resíduos de frutas e vegetais e resíduos verdes	Utilizou-se duas simulações para atingir a razão C:N 27 e 32 usando matérias-primas biodegradáveis, como resíduos alimentares, resíduos de frutas, vegetais e resíduos verdes.	Zeshan; Karthikeyan (2012)
Esterco de galinha, palha de trigo e resíduos alimentares	Realizou-se uma análise do rendimento de metano na digestão anaeróbica de resíduos de alimentos acoplados a esterco de animais com base na composição otimizada da relação C:N.	Wang *et al.* (2012)
Resíduos orgânicos	Analisou-se a co-digestão de RO com ênfase nas características e necessidade de pré-tratamento do substrato antes de sua digestão para alterar suas características físicas e/ou químicas e a utilidade de modelos matemáticos simulando o processo de co-digestão anaeróbia.	Esposito *et al.* (2012)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Substrato analisado	Descrição	Referência
Resíduos orgânicos	Avaliou-se o potencial de produção de biogás da co-digestão de resíduos orgânicos e lodo de estação de tratamento de efluentes.	Dornack (2012)
Resíduo de maçã	Investigou-se os efeitos das composições químicas de subprodutos agrícolas e resíduos de alimentos sobre a produção de biogás.	Kafle; Kim (2013)
Palha de milho	Verificou-se o desempenho de um reator anaeróbio e a influência de comunidades microbianas submetidas a temperatura mesofílica e termofílica.	Shi *et al.* (2013)
Resíduos alimentares e esterco de gado	Identificou-se parâmetros que influenciam diretamente na produção de biogás e metano através da DA de resíduos alimentares e esterco de gado.	Zhang *et al.* (2013)
Resíduos alimentar	Analisou-se diferentes composições de resíduo alimentar para potencializar a produção de biogás.	Wan *et al.* (2013)
Resíduo de arroz, esterco de galinha, esterco de vaca e resíduo alimentar	Avaliou-se os efeitos da temperatura e da relação C:N no desempenho da co-digestão anaeróbica de esterco de animais e palha de arroz.	Wang *et al.* (2014)
Casca de cacau, laranja e banana	Apresentou-se uma composição ótima, em termos de relação C:N a partir de diferentes RO gerados por indústrias para otimizar a produção de biogás.	Zanetti; Arrieche; Sartori (2014)
Resíduo alimentar	Analisou-se as o processo de DA de resíduos alimentares sobre duas condições (pré-tratamento e co-digestão) para potencializar a produção de metano.	Zihan et. (2015)
Resíduos de carne, frutas e vegetais	Avaliou-se a composição ideal da relação C:N na mistura de resíduos alimentares para maximizar a produção de biogás.	Tanimu *et al.* (2014)
Esterco de galinha e palha de milho	Co-digestão de esterco de galinha e palha de milho com diferentes teores de C:N	Li *et al.* (2014)
Resíduos de mandioca e esterco suíno	Co-digestão sobre sete diferentes proporções de sólidos voláteis	Ren *et al.* (2014)
Resíduo alimentar	Eficiência e estabilidade da co-digestão de resíduos de alimentos e lodo ativado em diferentes temperaturas.	Gou *et al.* (2014)
Resíduo alimentar e resíduo de vegetais	Efeito dos níveis de controle de sólidos totais na co-digestão de resíduos alimentares e resíduos verdes. Os testes anaeróbicos foram conduzidos em lotes de 5% a 25% de sólidos totais.	Chen *et al.* (2014)
Resíduo de batata e esterco de vaca	Aumento da produção de biogás por co-digestão da polpa de batata com esterco de vaca.	Sanaei *et al.* (2014)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Substrato analisado	Descrição	Referência
Resíduo alimentar e palha de arroz	Estudo em escala laboratorial de diferentes resíduos alimentares conduzidas com uma carga orgânica total de 5 gSV/L.	Yong *et al.* (2015)
Resíduo alimentares e casca de arroz	Analisou-se o acúmulo de ácidos graxos voláteis na digestão dos resíduos de alimentos e suas consequências na maximização da produção de biogás.	Haider *et al.* (2015)
Resíduos orgânicos	Apontou-se o perfil de concentração de gás sulfídrico (H_2S) presente no biogás gerado a partir da biodigestão da fração orgânica dos resíduos sólidos municipais recém dispostos em aterro sanitário.	Schirmer *et al.* (2015)
Resíduo alimentar e casca de azeitona	Investigou-se a intensificação do processo de DA com pré-tratamento térmico para melhorar a conversão biológica dos constituintes do substrato a ser digerido.	Pagliaccia *et al.* (2015)
Resíduos de azeitona e águas residuais	Efeitos do processo de co-digestão e de diferentes métodos de pré-tratamento.	Alagoz, Yenigun, Erdincler (2015)
Resíduos de batata doce	Viabilidade técnica e econômica da produção de metano em planta piloto	Taborda *et al.* (2015)
Esterco suíno e palha de arroz	Reduziu-se o efeito do acumulo de nitrogênio pela adição de palha de arroz ao esterco de suíno.	Riya *et al.* (2016)
Resíduos alimentares	Analisou a decomposição de restos alimentares sobre controle da umidade, temperatura, acidez e quantidade de sólidos voláteis.	Castro e Mateus (2016)
Esterco suíno e palha de arroz	Investigou-se o efeito do esterco de porco misturado com palha de arroz na produção de metano e desenvolvimento da comunidade microbiana submetida a temperatura de 55°C.	Zhou *et al.* (2016)
Esterco de vaca e palha de milho	O uso de enzimas para melhorar a co-digestão de esterco de vaca e palha de milho foi explorado, incluindo pré-tratamento com celulase e adições diretas de amilase e protease.	Wang *et al.* (2016)
Resíduos alimentares e lodo de esgoto	Identificaram-se as proporções ótimas de composição de carboidratos, proteínas e lipídeos para manter alto rendimento de metano e estabilidade na digestão anaeróbia.	Li *et al.* (2017)
Resíduos alimentares, palha de milho e esterco de gado	Investigou os efeitos das fontes de RO no desempenho da DA variando a quantidade de nutriente dos resíduos alimentares sobre pré-tratamentos. Os efeitos foram analisados em termos de sólidos voláteis, razões C:N e a composição química dos resíduos.	Lu *et al.* (2017)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Substrato analisado	Descrição	Referência
Resíduo alimentar	Analisou-se a combinação do C:N como parâmetro para avaliar a potencial de maximização da produção de biogás sobre condições anaeróbias.	Wang *et al.* (2017)
Resíduo de frutas e dejeto suíno	Estudaram-se as propriedades abióticas e a comunidade microbiana de um digestor anaeróbio em escala piloto. O sistema funcionou em condições mesofílicas, com várias taxas de carga orgânica formada por uma mistura de diferentes proporções entre o resíduo de fruta, lodo vegetal, resíduo de tomate e esterco suíno.	Ros et al (2017)
Resíduo alimentar	Avaliou a viabilidade da valorização de resíduo alimentar por co-digestão seca com resíduo de papel utilizando sistemas descontínuos. Mais precisamente, a influência da modificação do substrato e do inóculo no desempenho de um sistema de co-digestão anaeróbica de lote seco.	Capson-Tojo *et al.* (2017)
Resíduos de trigo e esterco suíno	Relação C:N da co-digestão em batelada de resíduos de trigo acoplado com esterco suino.	Hassan *et al.* (2017)
Resíduos alimentares e resíduos urbanos	Avaliou-se a relação C:N de forma balanceada em escala laboratorial sobre condições mesófilicas.	Shahbaz *et al.* (2018)
Resíduos alimentares, esterco de galinha e grama	Processo de duas etapas para aumentar o rendimento do biogás, a eficiência e a estabilidade da co-digestão em um sistema de alto teor de sólidos.	Li et at. (2018)
Resíduo orgânico	Realizou-se uma análise experimental da relação C:N e a composição de nutrientes para diferentes tendências de produção de metano.	Xue *et al.* (2020)
Resíduo de batata doce e esterco suíno	Analisou-se as melhores condições da co-digestão de resíduos de batata doce e esterco suíno nas relações C:N de 10:1, 13:1, 17:1 e 22:1	Villa (2018)

*Relação C:N e co-digestão de resíduos alimentares no processo de DA*N

O processo de DA, as proporções de co-substratos são variáveis essenciais, especialmente em se tratando da relação C:N. O estabelecimento e manutenção destes parâmetros são fatores-chave para uma co-digestão bem sucedida. A quantidade de nitrogênio e carbono é um fator importante na produção de biogás, visto que servem de alimento para as bactérias anaeróbias, as quais utilizam o nitrogênio para formar sua estrutura celular e o carbono para obter energia (Jain *et al.* 2015).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

A presença desses nutrientes deve se apresentar de forma equilibrada. Um parâmetro para analisar tal equilíbrio é a relação C:N. Valores elevados da razão C:N induz uma baixa taxa de solubilização de proteína e baixas concentrações de nitrogênio no sistema, insuficientes para manter a biomassa celular e levando à rápida degradação do nitrogênio pelos microorganismos, diminuindo a produção de biogás (Mao *et al.*, 2015). Observa-se também uma excessiva acidificação do meio devido à rápida degradação do substrato durante o estágio inicial da DA (Chatterjee; Mazumder, 2019). Por outro lado, valores baixos da razão C:N podem resultar em utilização insuficiente de fontes de carbono, assim como indicam alta concentração de nitrogênio amoniacal, aumentando o risco de inibição por amônia, que é tóxica para as bactérias metanogênicas (Mao *et al.,* 2015).

Na co-digestão é necessário que a quantidade de nitrogênio seja inferior à de carbono, fazendo com que ocorra a redução da liberação de amônia. Caso o nitrogênio esteja abaixo do recomendado, haverá prejuízo à decomposição da matéria orgânica devido à carência nutricional (Esposito *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2017).

De acordo com a literatura revisada a relação C:N mais utilizada pelos autores foi de 17, 20, 25, 26, 27, 30 e 32 (FIGURA 1), para o início do tratamento, refletindo na produção final de metano. A produção máxima de metano foi de 800 ml.gSV^{-1} para a C:N de 30, ocorrendo redução considerável na produção de metano quando a C:N foi de 32: 121 ml.gSV^{-1}.

Identificou-se também a geração de metano com a C:N fora dos valores recomendados pela literatura, sendo estes de 10, 13, 16, 18, 38 e 40. Siddiqui, Horan e Kofi (2011) relataram sobre a co-digestão de RO e lodo de esgoto com diferentes relações C:N (10, 15, 20 e 30): a maior produção de CH_4 foi com a relação C:N equivalente a 15.

Xue *et al.,* (2020) analisaram a relação C:N cumulativa de biogás em triplicata para 700 ml de líquido contendo material orgânico. A concentração de sólidos voláteis foi de 25 g/l e a relação C:N de 20, 25 e 30. Para a razão C:N de 20, os autores obtiveram a produção de biogás de 8090, 8965 e 8410 ml, nas triplicatas. O aumento da razão C:N para 25 também aumentou os níveis de produção cumulativa de biogás para 8197, 10079 e 12322 ml, nas triplicatas. Ao aumentar a relação C:N 30, gerou-se uma produção de biogás de 1,357 ml apenas para uma das composições analisadas, enquanto as demais reduziram para 6806 e 10167 ml.

Villa (2018) estudou as proporções de C:N de 10, 13, 17 e 22 para a degradação de resíduos de mandioca. O autor apontou que o melhor rendimento de biogás foi obtido com a razão C:N de 10, a qual apresentou geração de 300 ml/gSV de biogás. Porém, Villa (2018) mostrou que a degradação dos dois glicosídeos cianogênicos (linamarina e lotaustraulina) contidos na mandioca, formam ácido cianídrico, o que contribuiu para a um menor rendimento de biogás e consequentemente degradação dos sólidos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

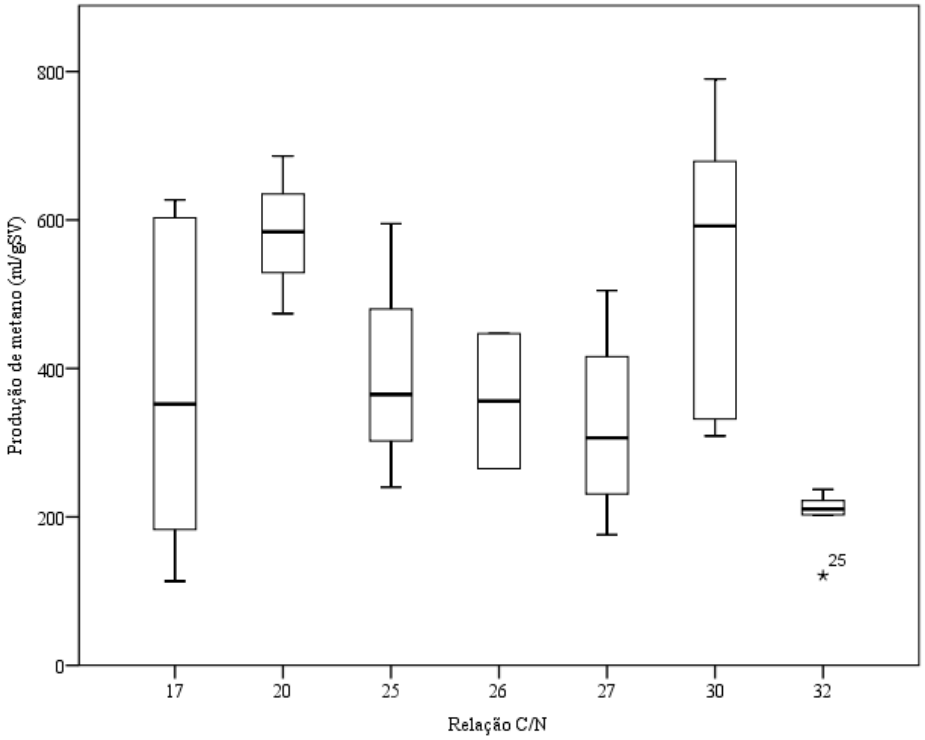


Figura 1. Relação C:N utilizada no tratamento de RO e a produção de metano.
Fonte: Artigos da pesquisa.

Wang *et al.* (2012), verificaram que a otimização no processo de DA dos RO ocorreu quando a composição da amostra apresentou relação C:N de 25 e 30 com pH estável, baixas concentrações de nitrogênio total e NH_3 livre. O potencial máximo foi alcançado com a relação C:N de 27, o que difere de Haider *et al.* (2015), que mostraram que o rendimento máximo de metano foi com a relação C:N de 20 para a co-digestão de resíduo alimentar e casca de arroz.

Para Prochazka *et al.* (2012) o nitrogênio utilizado na relação C:N é um agente de suma importância em todos os bioprocessos, principalmente na DA, pois altas concentrações deste componente, especialmente na forma de amônia livre (NH_3), são tóxicas para a biomassa anaeróbia. Desta forma, pode-se ajustar os valores de nitrogênio através da co-digestão dos RO e esterco de animal, utilizado como co-substrato na maioria dos processos de DA. A exemplo tem-se Wang *et al.* (2012), que utilizaram o esterco bovino, esterco de aves e palha de trigo como co-subtrato aos resíduos alimentares, pois segundo os autores, o esterco de animal apresenta altos níveis de nitrogênio resultando em rendimento de metano maior.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

No entanto, Wang *et al.* (2012) apontaram que os excrementos de animais quando inserido em excesso, podem vir a ocasionar a acumulação de amônia, e consequentemente ineficiência na metagênese (Wang *et al.*, 2012).

Wang *et al.* (2014) verificaram que a inibição do processo pela produção de amônia para as composições de resíduo de arroz e esterco de galinha foi observada com uma razão C:N de 15 e 20. O aumento da relação para 25 e 30 reduziu os efeitos negativos da amônia e os potenciais máximos de metano foram alcançados, aproximadamente três vezes superior em comparação com relação C:N de 15, isto se deve ao fato de que substratos que têm relações C:N baixas contêm concentrações relativamente altas de amônia, excedendo as concentrações necessárias para o crescimento microbiano e provavelmente inibindo a DA (Wang *et al.*, 2012). Já Maranon *et al.* (2012) relataram que a C:N ideal está entre 16 e 18 na co-digestão semicontínua de resíduos alimentares e esterco de gado.

Além do esterco de animal utilizado para balancear os níveis de nitrogênio na DA, Procházka *et al.* (2012) afirmaram que para potencializar o tratamento em termos de quantidade de metano produzida, se deve utilizar também a temperatura de processo em termos termofílicos.

Como se pode observar, os valores de C:N não necessariamente apresentam-se dentro dos recomendados, mas depende do tipo de substrato utilizado na DA. Porém, recomenda-se utilizar a C:N entre 20 e 30 para resíduos orgânicos, pois quando esta encontra-se em equilíbrio, aumenta-se a capacidade de tamponamento do pH, reduz os níveis de toxicidade da amônia e acumulação de ácidos graxos voláteis, consequentemente influenciando positivamente na eficiência do tratamento (Xue *et al.*, 2020; Marañon *et al.*, 2012).

Outro fator que contribui para a eficiência no tratamento anaeróbio é a quantidade de nutrientes presentes em cada tipo de resíduo, sendo alguns ricos em carboidratos, gorduras, lipídeos e outros. Tais nutrientes possuem potencial biodegradável diferente. Os carboidratos, por exemplo, são degradados de maneira fácil e rápida, o que pode levar a problemas de instabilidade, devido à quantidade de ácidos graxos que são formados no processo, e reduzida capacidade de tamponamento, com efeitos na diminuição da alcalinidade (Kalrsson *et al.*, 2014).

Para Kalrsson *et al.* (2014), necessário se faz que os compostos orgânicos ricos em carboidratos devam ser misturados com um material que contenha nitrogênio. A casca de arroz, por exemplo, é lentamente biodegradável quando submetida à DA devido à sua alta relação C:N e ao alto conteúdo de lignina, podendo ser utilizada como um co-substrato para superar a rápida acidificação em decorrência dos materiais ricos em carboidratos (Haider *et al.*, 2015). Já os materiais orgânicos compostos por proteínas podem vir a resultar em eficiência no tratamento, no que se diz respeito à elevada quantidade de metano gerada ao final do processo (Haider *et al.*, 2015).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Os níveis de lipídeos, carboidratos e proteínas (LCP) também foram avaliados por Xue *et al.* (2020). Os autores apontaram que tanto os efeitos interativos entre os valores de carbono e nitrogênio presentes em uma mistura de RO, quanto os LCP influenciam fortemente do desempenho do processo de DA. Quando utilizado o teor de lipídios de 63% e a relação C:N de 25, a produção de metano foi a mais elevada, sendo está de 595 ml.gSV^{-1}, o que difere de Sun *et al.* (2014), que afirmaram que teores de lipídeos superiores a 60% são inibidores para a produção de metano.

Li (2017) apontou que a proporção de carboidratos deva ser maior que 8.3%, proteína menor que 5.0%, lipídio menor que 5.6% e a razão C:N de 25, de forma a potencializar o desempenho do tratamento.

Os valores da relação C:N também podem variar em função de alguma ineficiência no processo. Segundo Sgorlon *et al.* (2011), que analisaram a co-digestão de frutas e verduras, os valores de C:N aumentaram ao invés de reduzir durante o tratamento anaeróbio, em decorrência de fatores que favoreceram a inibição microbiana, a exemplo o baixo teor de umidade. Assim, a biomassa morta pode ter sido o fator responsável pelo aumento do teor de carbono e minimização da capacidade de degradação da matéria orgânica (Sgorlon *et al.*, 2011).

Para Zhang, Su e Tan (2013) os restos de palhas vegetais podem ser utilizados para se obter um bom equilíbrio na relação C:N, e consequentemente evitar a inibição da produção de gás na fermentação dos resíduos alimentares, causada pelo alto teor de nitrogênio. Além disso, outro benefício da co-digestão destes resíduos e palha foi a redução da concentração de sódio e outros elementos catiônicos, que relataram ter efeitos inibitórios sobre microrganismos em resíduos alimentares.

Tabela 2. Relação C:N de substratos utilizados na mono-digestão do processo de DA .

Substratos	Relação C:N	Referência
Esterco de aves	10	Li *et al.* (2014)
Esterco suíno	7 – 12	Ren *et al.* (2014); Zhou *et al.* (2016)
Esterco ovino	5 – 16	Wang *et al.*, (2016)
Resíduos de frutas	18	Ros *et al.* (2017)
Resíduo alimentar	11 – 34	Capson *et al.* (2017); Gou *et al.* (2014)
Resíduos de azeitona	36	Alagoz *et al.* (2015); Riggio, Yenigun; Erdincler, (2015)
Resíduo verde	41	Chen *et al.* (2014)
	43 – 52	Wang *et al.* (2016)
Palha de milho	63 – 79	Li *et al.* (2014); Yong *et al.* (2015)
Palha de arroz	125	Zhou *et al.* (2016)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Observou-se que nos trabalhos analisados os valores da relação C:N ideais variaram de acordo com o substrato analisado. Contudo, como pode ser observado na Figura 1, maiores valores na produção de metano foram identificados no intervalo da relação C:N de 20 a 30. De maneira geral, percebeu-se que a co-digestão de resíduos é mais eficaz quando comparada com a mono-digestão, visto que na mono-digestão, um único substrato é rico em carbono ou nitrogênio (Tabela 2), de forma que é difícil manter uma relação C:N equilibrada. Portanto, para se obter uma comunidade microbiana eficiente no tratamento, é necessário utilizar co-substratos complementares para modular a relação C:N (Shi *et al.*, 2013; Riya *et al.*, 2016; Wan *et al.*, 2013).

Influência da umidade no tratamento de resíduos orgânicos através da DA

O teor de umidade dos resíduos é influenciado pelas condições climáticas da localidade, bem como pelas suas características e pode apresentar uma ampla variabilidade. Segundo Xu *et al.* (2018) os teores de sólido total (ST) dos resíduos alimentares apresentam valores de menos de 2%, para algumas águas residuais de processamento de alimentos, até mais de 90%, como resíduos de alimentos para animais de estimação ou alguns resíduos de alimentos vencidos no varejo. Na Tabela 3 são apresentados valores de ST e umidades para alguns resíduos orgânicos.

Tabela 3. ST e umidade de residuos orgânicos.

Resíduos alimentares	Teor de ST (%)	Umidade (%)	Fonte
Resíduos alimentares da cantina (alimentos mistos cozinhados e não cozinhados, como massa, arroz, carne, cascas de fruta e vegetais)	29.4	70.6	Browne e Murphy (2013)
Resíduos alimentares coletados de um restaurante	29.3	70.7	Agyeman e Tao (2014)
Resíduos alimentares coletados de um refeitório de uma universidade	16.7	83.3	Meng et al (2015)

A umidade é um fator primordial no processo de DA, servindo como substrato e fornecendo os nutrientes necessários ao desenvolvimento dos microrganismos, além de ser agente condutor de enzimas e de outros metabólitos que atuam na decomposição dos RO. Um dos problemas decorrentes do baixo teor de umidade no processo de DA é a limitação do transporte de massa, e consequentemente ocorrendo pouca penetração e distribuição dos micro-organismos na extensão do substrato (Pinheiro Neto, 2015).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Como mencionado por Sgorlon *et al.* (2011) a DA também é influenciada pelos níveis de diluição dos compostos orgânicos, tais níveis dependem diretamente do tipo de RO a ser tratado. Os trabalhos analisados mostraram que o nível máximo de diluição da composição de RO foi de 95% de água como pode ser observado na Figura 2.

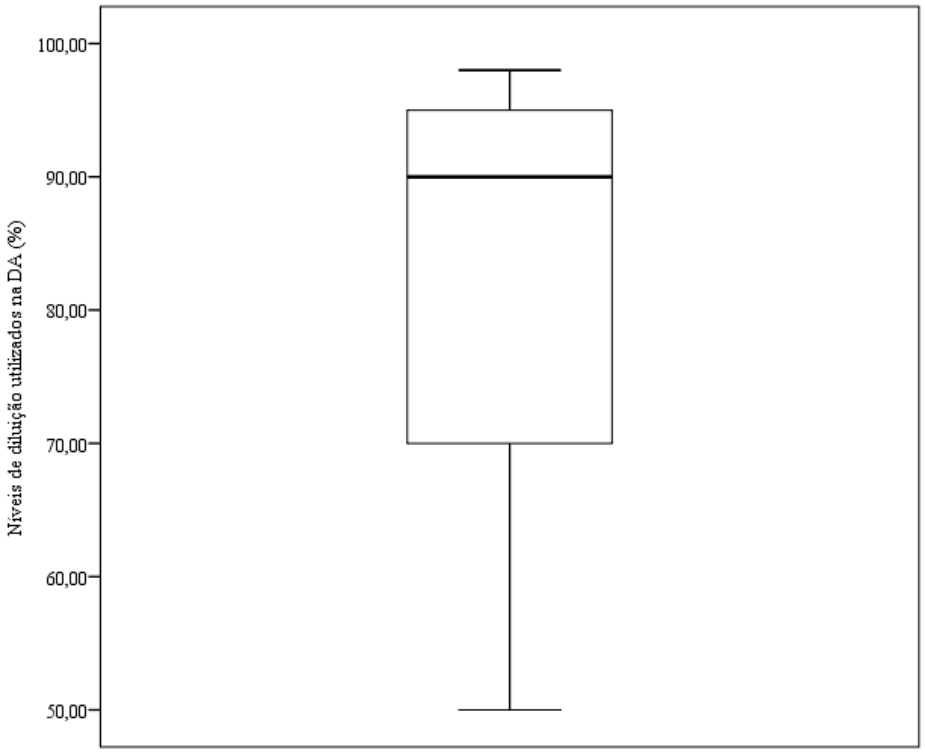


Figura 2. Níveis de diluição dos resíduos orgânicos submetidos a DA.
Fonte: Artigos da pesquisa.

Schirmer *et al.* (2015) encontraram resultados satisfatórios para a geração de metano com um teor de umidade da composição dos RO acima de 90%, entretanto, também foi evidenciado a rápida geração de H_2S.

O teor de água presente na composição dos RO foi de 97% para o melhor desempenho da DA realizada por Tanimu *et al.* (2014). Porém, Mayer (2013) relatou que se deve ter atenção com a umidade excessiva, e acima de 90%, pois esta, quando não bem dimensionada, pode vir a influenciar negativamente à atividade dos microrganismos devido ao estímulo da atividade fermentativa, que ocasiona o acúmulo de AGV e por consequência, a diminuição do pH e

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

acidificação do reator. Xu *et al.* (2018) relatam que quando a umidade se encontra acima dos valores recomendados, e com ausência de controle do pH, ocorre na diminuição do tempo para se chegar à fase ácida do processo anaeróbio, ocorrendo consequentemente ineficiência no processo da DA (Xu *et al.*, 2018). Veluchamy e Kalamdhad (2017) reforçam que altas concentrações de água podem favorecer a liberação de radicais altamente reativos no meio.

Todavia, na ausência de neutralização, a decomposição poderá permanecer estagnada. Na maioria dos trabalhos realizados em escala de laboratório o rendimento do metano tem sido abaixo quando a umidade não se encontra dentro dos padrões pré-estabelecidos. De forma que a DA quando realizada com baixo teor de umidade impede também o desenvolvimento dos fungos, dificultando a etapa de hidrólise, primeira fase da DA dos resíduos (Manassero *et al.*, 1996; Zhang *et al.*, 2014; Ferreira, 2015).

Castro e Mateus (2016) foram os únicos autores que verificaram os melhores rendimentos de metano quando a umidade se apresentou em 70%. Segundo os autores, quando a umidade está abaixo deste valor, a produção de biogás será menor, o que pode estar relacionada a alguns fatores como: limitação no transporte de massa, pouca penetração e distribuição dos microrganismos em toda a massa do substrato.

O teor de umidade também influencia no processo de escolha do tipo de reator. Segundo Lin *et al.* (2018) a DA pode ser operada com ST variando de 5% a 35%. Diante da diversidade de configurações dos reatores existentes a definição daquele a ser utilizado no tratamento da biomassa irá depender da umidade e quantidade do substrato, espaço físico disponível para implantação, bem como recursos financeiros e de pessoal (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019). Conforme a fonte citada, em relação ao regime de umidade, os reatores podem ser classificados, como: de digestão úmida, com sólidos totais inferior a 10%; de digestão semissólida, com sólidos variando de 10 a 15%; e de digestão sólida ou *dry-fermentation*, quando os sólidos são superiores a 15%. Nesses reatores são observados diferentes valores de produção de biogás.

No estudo realizado por Veluchamy e Kalamdhad (2017) foi estudado o efeito da difusão de massa no processo de DA sólida do lodo de celulose e papel e esterco de vaca com diferentes valores umidade, de 73 a 99%. Os autores identificaram que o processo de DA apresentou o limite entre 80 e 85% do teor de umidade, com a taxa máxima de produção de metano com 83% de umidade e diminuição dessa taxa quando a umidade é inferior à 80%.

Em alguns estudos a influência do teor de umidade dos resíduos no processo de DA foi medido por meio do teor de ST presentes, visto que quanto menor o teor de ST maior é sua umidade. Abbassi-Guendouz *et al.* (2012), analisaram diferentes teores de ST do papelão, de 10% a 35%, na atividade metanogência. Os autores identificaram uma diminuição na produção de metano do

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

papelão devido ao aumento do teor de ST de 10% para 25%. Já com o teor de ST de 30% a atividade metanogênica apresentou-se instável e com 35%ST a produção de metano foi inibida. Desse modo os autores concluíram que o teor limite de ST é de 30%. Ou seja, quando a umidade foi 70% o processo de DA do papelão ainda apresentou resultados satisfatórios, com melhor desempenho quando o teor de ST foi de 10%, 90% de umidade.

Li *et al.* (2014) também analisaram diferentes teores de ST dos resíduos biológicos coletados na cidade de Karlsruhe na Alemanha. O processo de digestão sólida foi estudado pelos autores, com teores de ST dos resíduos de 20%, 25% e 30%. Além disso também foi analisado a influência da temperatura (20, 37 e 55 °C) em cada um desses valores de teor de ST. Os autores observaram que os resíduos com 20% ST possuíam água suficientemente disponível para a formação de biogás pela microflora estabelecida em todas as faixas de temperatura estudada. Já com os resíduos com 25% de ST, a produção de biogás no ensaio de DA à 37^{o}C foi restrita e incompleta, e só foi concluída na temperatura de 55^{o}C. Em relação ao processo de DA com os resíduos com 30% de ST, os autores identificaram que muito pouco metano foi produzido em todas as temperaturas analisadas, mesmo à 55^{o}C, sugerindo que a maioria da umidade estava fortemente ligada às partículas e o aumento da temperatura não poderia aumentar a biodisponibilidade de água necessária para bactérias acetogênicas e metanogênicas.

Peces *et al.* (2015) estudaram a influência do teor de ST na eficiência de dois pré-tratamentos, de baixa temperatura e ultrassom, na DA do grão gasto da cervejaria, um substrato lignocelulósico. Como resultado, os autores constataram que o teor de ST impacta significativamente na eficiência dos pré-tratamentos visando o aumento do rendimento de metano, que para o pré-tratamento térmico baixo (60 ° C), um aumento de 6% foi associado a alguma atividade biológica intrínseca, provavelmente, correlacionado com a diminuição do ST de 220 para 100 gST/kg.

Ao analisar a influência da umidade na DA úmida ou semissólida, com teores de ST de residuos de cenouras variando de 5% a 11,3%, Liotta *et al.* (2014) identificaran uma correlação linear entre a taxa inicial de produção de metano e o teor de ST, na qual a fase de latência e a taxa inicial de produção de metano foram inversamente proporcionais ao teor de ST. Contudo, diferentemente dos estudos mencionados acima, com teor de ST superior a 15%, conforme os resultados apresentados o rendimento final de metano, medido no final de cada experimento, foi semelhante para todos as umidades analisadas. Segundo os autores, tal fato pode ser explicado pela influência da água na conversão de ácidos em metano por bactérias metanogênicas, que pode ser mais limitada em valores mais elevados de ST.

Bollon *et al.* (2012) também identificaram relação entre a cinética de degradação e o teor de umidade. Dentre os valores de umidade analisados (82, 80, 75 e 65%), os autores observaram que a cinética de degradação do acetato é inferior a 65% MC, enquanto para umidades entre 75 e 82%, as cinéticas são semelhantes.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

De acordo com os dados analisados no trabalho, constatou-se que os reatores alimentados com teor de umidade acima de 90% apresentaram uma melhor performance quando comparados aos demais, cabe ressaltar que a depender do tipo de resíduo o percentual ótimo pode variar, especialmente na DA sólida (ST>15%). Observou-se também que valores ideais de umidade, além de otimizar a produção de metano, influencia na cinética da reação. Nesse sentido, com base nos estudos apresentados, observa-se que a umidade deve ser considerada como um parâmetro importante no processo de DA.

Considerações finais

Os resultados do presente estudo fornecem evidencias de que para se obter uma produção otimizada de biogás no tratamento de RO, através da DA, torna-se indispensável balancear os parâmetros essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos que atuam no processo. A relação C:N considerada ideal, para obter resultados satisfatórios, varia de acordo com o tipo de substrato utilizado na DA, porém a maioria dos autores apontam que esta deve-se manter entre 20 e 30.

A co-digestão dos resíduos tem se mostrado uma opção satisfatória para se chegar a valores ideais da razão C:N de forma a balancear a quantidade de carbono e nitrogênio e consequentemente aumentar a capacidade de tamponamento do pH, reduzir os níveis de toxicidade da amônia e acumulação de AGV. Todas as misturas em co-digestão, apontadas na literatura revisada, apresentaram ao final do tratamento a produção melhorada de metano, o que indicou efeito positivo deste tipo da co-digestão.

A umidade presente no biodigestor também deve ser levada em consideração no tratamento anaeróbio. A literatura revisada sugere que esta deve apresentar-se acima de 90% para potencializar o tratamento, mas pode variar a depender do tipo de resíduo. Caso estes valores estejam distintos do recomendado, pode vir a ocorrer diversos problemas no funcionamento do processo de DA, tais como o estimulo da atividade fermentativa, e liderar o acúmulo de ácidos carboxílicos, consequentemente acidificar o meio, bem como limitação do transporte de massa.

Referências bibliográficas

Abarca, L., Maas, G., Hogland, W. (2013). Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management,* **33**(1), 220–232. Acesso em 27 de dezembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X12004205

Abbassi-Guendouz, A., Brockmann, D., Trably, E., Dumas, C., Delegenés, J.-P., Steyer, J.-P., Escudié, R., (2012). Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. *Bioresour. Technol.* **111**, 55-61.

ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2019) Panorama Resíduos Sólidos no Brasil. Acesso em 22 de dezembro de 2020, disponível em: https://abrelpe.org.br/panorama

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Agostinho, F., Almeida, C. M. V. B., Bonilla, S. H., Sacomano, J. B., Giannetti, B. F. (2013). Resources Conservation and Recycling Urban solid waste plant treatment in Brazil : Is there a net emergy yield on the recovered materials ? Resources, Conservation & Recycling, **73**, 143–155. Acesso em 12 de julho de 2020, disponível em: https://www-sciencedirect.ez15.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S092134491300030X?via%3Dihub.

Alagoz, B. A., Yenigun, O. Erdincler, A. (2015). Enhancement of anaerobic digestion efficiency of wastewater sludge and olive waste: synergistic effect of co-digestion and ultrasonic/microwave sludge pre-treatment. *Waste Manage,* **46**. Acesso em 4 de agosto de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X1530088X

Bollon,J., Le-hyaric, R., Benbelkacem, H., Buffiere, P. (2011). Development of a kinetic model for anaerobic dry digestion processes: Focus on acetate degradation and moisture content, Biochemical Engineering Journal, **56**(3), 212-218.

Bouallagui, H., Lahdheb, H., Romdan, E. B., Rachdi, B., Hamdi, M. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. Journal of Environmental Management, **90**(5), 1844–1849. Acesso em: 1 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479708003605

Bortolin, J., Tavares, M. H. F., Freitag, D. T., Kuczman, O. Removal of solids and chemical oxygen demand in poultry litter anaerobic digestion with different inocula. Revista Ambiente e Água, **15**(2). Acesso em: 5 de agosto de 2020, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-993X2020000200306

Brasil (2015) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos – 2015,* Brasil: Ministério das Cidades. Acesso em: 30 de novembro de 2020, disponível em: http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos

Brasil (1981) *Lei Federal n° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.* Acesso em 30 de novembro de 2020, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm

Brasil (2020) *Proposta do Plano Nacional de Resíduos Sólidos*. Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Qualidade 523 Ambiental. Acesso em: 22 de março de 2022, dispinivel em: https://smastr16.blob.core.windows.net/conesan/sites/2

Brasil (2010*) Lei n. 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n.9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providencias*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF.

Callaghan, F. J., Wase, D. A. J., Thayanithya, K., Forsterb, C. F. (2002) Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure, *Biomass & Bioenergy*, **22**(1), 71–77. Acesso em: 10 de outrubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0961953401000575

Castro, D. S., Mateus, V. O. (2016). Produção de biogás a partir de restos de alimentos coletados em um restaurante: uma experiência a ser diseminada, XV SEPA - Seminário Estudantil de Produção Acadêmica, UNIFACS. Salvador, Bahia.

Capson, T. G., Trably, E. Rouez, M., Crest, M., Steyer, J. P., Delgenes, J. P., Escudie, R. (2017). Dry anaerobic digestion of food waste and cardboard at different substrate loads, solid contents and co-digestion proportions. *Bioresour. Technol,* **233**, 166-175. Acesso em 10 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852417302559

Chen, X., Yan, W., Sheng, K., Sanati, M. (2014). Comparison of high-solids to liquid anaerobic co-digestion of food waste and green waste. *Bioresour. Technol,* **154**, 215-221. Acesso em 10 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852413018944

Dong, L., Zhenhong, Y., Yongming, S. (2010). Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). *Bioresource Technology,* **101**, 2722-2728. Acesso em 12 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852409016356

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Dornack, C. (2012). Biogas production from organic waste and biomass - fundamentals and current situation. *Journal Vietnamese Environment,* **3**(1). Acesso em: 22 de setembro de 2020, disponível em: https://journals.qucosa.de/jve/article/view/30

European Commission (2015). Communication from the commission to the european parliament, the council, the european eco.nomic and social committee and the committee of the regions. Acesso em 15 de novembro de 2020, disponível em: https://www.eea.europa.eu/policy-documents/communication-from-the-commission-to-1

Esposito, G., Frunzo, L., Liotta, F., Giorgano, B. (2012). A. Co-digestão anaeróbica de resíduos orgânicos. Rev. Environmental Science Biotechnology, **11**(4), 325–341. Acesso em 10 de setembro de 2020, disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-012-9277-8

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. Plano de Nacional de Energia 2030. Disnponível em: https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Nacional-de-Energia-PNE-2030. Acesso em: 08 de dezembro de 2020, disponível em: https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Nacional-de-Energia-PNE-2030

FAO, Food And Agriculture Organization of the United Nations (2015). Food wastage footprint & climate change. Rome. Disponível em: http://www.fao.org/3/a-bb144e.pdf. Acesso em: 10 de junho de 2020, disponível em: http://www.fao.org/home/en

Ferreira, J. V. C., Morais, A. M. M., Costa, P. D., Cezar, M. R. S. (2015). Diagnóstico dos resíduos sólidos gerados pelas unidades alimentares do Campus Recife da UFPE, Encontro Pernambucado de Resíduos Sólidos. Recife, Pernambuco.

Fernando, A., Lima, S. DO C. (2012). Caracterização dos resíduos sólidos urbanos do município de Maxixe/Moçambique. *Caminhos de Geografia,* **13**(42), 335-345. Acesso em 05 de janeiro de 2020, disponível em: http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/17460.

Finnveden, G. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste — part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, **13**(3), 213-229. Acesso em 24 de agosto de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/222545309_Life_Cycle_Assessment_of_Energy_From_Solid_Waste-Part_1_General_Methodology_and_Results.

Girardi Neto, J., Silva, J. D., Pinheiro, I. G. (2017). Balanço de massa no tratamento de resíduos sólidos orgânicos provenientes de restaurantes em biorreator Mass balance in the treatment of organic wastes from restaurants in biorreactor, *Engenharia Sanitária e Ambiental,* **22**(3), 491–499. Acesso em: 10 de novembro de 2020, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017000300491

Gou, C., Yang, Z., Huang, j., Wang, H., Xu, H., Wang, L. (2014). Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic codigestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere*, **105**, 143-151. Acesso em: 02 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653514000848?via%3Dihub

Haider, M. R., Yousaf, S., Malik, r. n., Visvanathan, C. (2015). Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ratio on biogas production. *Bioresource Technology,* **190**, 451-457. Acesso em 05 de novembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852415002916#!

Hassan, M., Ding, W., Umar, M., Rasool, G. (2017). Batch and semi-continuous anaerobic co-digestion of goose manure with alkali solubilized wheat straw: A case of carbon to nitrogen ratio and organic loading rate regression optimization. *Bioresource Technology*, **230**, 24-32. Acesso em: 8 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852417300457#!

Kafle, G. K., Kim, S. H. (2013). Effects of chemical compositions and ensiling on the biogas productivity and degradation rates of agricultural and food processing by-products. *Bioresource Technology,* **142**, 553–561. Acesso em 19 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852413007785

Kabir, M. M., Forgács, G., Horváth, I. S. (2015). Biogas from lignocellulosic materials. lignocellulose-based bioproducts, 207 – 251, Acesso em 2 de outubro de 2020, disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-14033-9_6

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Kalrsson, T., Konrad, O., Lumi, M., Schmeier, N. P., Marder, M. Casaril, C. E., Koch, F. F., Pedroso, A. G. (2014). Manual Básico de Biogás. 1º Edição. Lajeado: UNIVATES.

Kunz, A., Steinmetz, R. L. R., Amaral, A. C. (2019) *Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.* Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves. 209 pp.

Li, Y., Jin, Y., Borrion, A., Li, H., Li, J. (2017). Effects of organic composition on mesophilic anaerobic digestion of food waste. *Bioresource Technology,* **244**(1), 213-224. Acesso em 10 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852417310921

Li, Y., Zhang, R., He, Y., Zhang, C., Liu, X., Chen, C., Liu, G. (2014). Anaerobic co-digestion of chicken manure and corn stover in batch and continuously stirred tank reactor (CSTR). *Bioresour. Technol,* **156**, 342-347. Acesso em: 5 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852414000790#!

Li,C., Mörtelmaier, C., Winter, J, Gallert, C. (2014). Effect of moisture of municipal biowaste on start-up and efficiency of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion, *Bioresource Technology,* **168**, 23-32.

Lin, J, Zuo, J., Gan, L., Li, P., Liu, F., Wang, K., Chen, L., Gan, H. (2011). Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. *Journal of Environmental Sciences,* **23**(8), 1403-1408. Acesso em 15 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1001074210605724

Lin L., Xu F., Ge 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. *Renew Sustain Energy*, **89**, 151-167.

Liotta F., d'Antonio, G., Esposito, G., Fabbricino, M., Frunzo L., Hullebusch, E. D. V, Lens, P. N. L, Pirozzi, F. (2014). Effect of moisture on disintegration kinetics during anaerobic digestion of complex organic substrates. *Journal Indexing and Metrics,* **32**(1), 40-48.

Lu, X., Jin, W., Xue, S., Wang, X. (2017). Effects of waste sources on performance of anaerobic codigestion of complex organic wastes: taking food waste as an example, *Scientific Reports,* **7**. Acesso em 5 de julho de 2020, disponível em: https://www.nature.com/articles/s41598-017-16068-z

Marañón, E., Castrillón, L., Quiroga, G., Fernández-Nava, Y., Gomez, L.Garcia, M. M. (2012). Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production, *Waste Manag,* **32**, 1821-1825. Acesso em: 26 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X12002449#!

Mayer, M. C. (2013). *Estudo da influência de diferentes inóculos no tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos.*, Tese de mestrado, Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, 70 pp.

Mata-Alvarez, J. Desta, J., Romero-Güiza, M. S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **36**, 412-427. Acesso em 24 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032114002664#!.

Manassero, M., Vanimpe, W. F., Bouazza, A. (1996) Waste disposal and containment . In: International Congress on Environmental Geotechnics, 2. Anais. Osaka, Japão: Balkema. 1425-1474.

Peces, M, Astals, S., Mata-Alvarez, J. (2015). Effect of moisture on pretreatment efficiency for anaerobic digestion of lignocellulosic substrates. *Waste Management,* **46**, 189-196.

Park, S., Li, Y.. (2012). Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. *Bioresour. Technol,*. **111**, 42–48.

Riya, S. Influence of C/N Ratio on Performance and Microbial Community Structure of Dry-Thermophilic Anaerobic Co-Digestion of Swine Manure and Rice Straw. (2016). *Journal of medical and bioengineering,* **5**(1), 11-14. Acesso em 24 de sertembro de 2020, disponível em: http://www.jomb.org/uploadfile/2015/0601/20150601030829249.pdf

Ren, J., Yuan, X., Li, J., Ma, X., Zhao, Y., Zhu, W., Wang, X., Cui, Z. (2014). Performance and microbial community dynamics in a two-phase anaerobic co-digestion system using cassava dregs and pig manure. *Bioresour. Technol*., **155**, 342-351. Acesso em: 4 de outubro de 2020, disponível: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852413019603#!

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Riggio, V., Comino, E., Rosso, M. (2015). Energy production from anaerobic co-digestion processing of cow slurry, olive pomace and apple pulp. *Renewable Energy,* **83**, 1043-1049. Acesso em 20 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148115300045

ROS, M., Oliveira Filho, J. S., Murcia, M. D. P., Bustamante, M. A., Moral, R., Coll, M. D., Santisima-Trinidad, A. B. L., Pascual, J. A. (2017). Mesophilic anaerobic digestion of pig slurry and fruit and vegetable waste: dissection of the microbial community structure. *J. Clean. Prod,* **156**, 757-765. Acesso em: 8 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652617308399#!

Santos, K. L., Panizzon, J., Cenci, M. M., Grabowski, G., Jahno, V. D. (2020). Food losses and waste: reflections on the current brazilian scenario. *Brazilian Journal of Food Technology*, **23**(13). Acesso em: 10 de outubro de 2020, disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1981-67232020000100300&tlng=pt

Sanaei, M. A., Aghel, H., Abbaspour-Fard, M. H., Aghkhani, M. H. Enhancement of Biogas Production by Co-digestion of Potato Pulp with Cow Manure in a CSTR System. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, **173**(7). Acesso em 8 de janeiro de 2020. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s12010-014-0972-5

Sgorlon, J. G., Rizk, M. C., Bergamasco, R., Tavares, C. R. G. (2011). Avaliação da DQO e da relação C:N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortículas. *Acta Scientiarum. Technology,* **33**(4), 421-424. Acesso em 9 de setembro de 2020, disponível em: http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/8259

Schirmer, W. N., Crovador, M. I. C., Stemmler, A. S., Jucá, J. F. T. (2015). Avaliação da geração de gás sulfídrico no biogás gerado a partir de resíduos sólidos urbanos. *Ciência & Tecnologia: FATEC-JB*, **7**(1), 1-15. Acesso em: 3 de julho de 2020, disponível em: https://citec.fatecjaboticabal.edu.br/index.php/citec/article/view/40

Souza, A. F., Oliveira, P. S. (2009). Caracterização dos resíduos sólidos urbanos no município de presidente Castelo Branco - PR. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente,* **2**(2), 93-100. Acesso em 5 de janeiro de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/293726073_Characterization_of_urban_solid_waste_in_the_city_of_presidente_castelo_branco_-_PR_Brazil

Souza, G.C., Guadagnin, M.R. (2009). Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos sólidos domiciliares: o método de quarteamento na definição da composição gravimétrica em Cocal do Sul-SC, Seminário Regional Sul de Resíduos Sólidos, Caxias do Sul. gasques

Shahbaz, M., Ammar, M., Zou, D., Korai, R., M., Li, X. (2018). An insight into the anaerobic co-digestion of municipal solid waste and food waste: influence of cosubstrate mixture ratio and substrate to inoculum ratio on biogas production. *Appl. Biochem. Biotechnol*, **187**, 1356-1370. Acesso em 17 de setembro de 2020, disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30229435

Siddiqui, Z., Horan, N. J., Kofi, A.(2011) Optimisation of C/N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, **9**(1), 1-9. Acesso em: 14 de outubro de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/233390360_Optimisation_of_CN_Ratio_for_Co-Digested_Processed_Industrial_Food_Waste_and_Sewage_Sludge_Using_the_BMP_Test

Shi, J., Wang, Z., Stiverson, J. A., Yu, Z., Li, Y. (2013). Reactor performance and microbial community dynamics during solid-state anaerobic digestion of corn stover atmesophilic and thermophilic conditions. *Biore source Technology*, **136**. Acesso em: 5 de agosto de 2020, disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23567733/.

Sun, Y., Wang, D., Yan, J., Qiao, W., Wang, W., Zhu, T. (2014). Effects of lipid concentration on anaerobic co-digestion of municipal biomass wastes. *Waste Manage*, **34**(6), 1025-1034. Acesso em: 3 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X13003462#!

Siddiqui, Z., Horan, N. J., Anaman, K. Optimisation of C:N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. *International Journal of Chemical Reactor Engineering,* **9**(1). Acesso em 8 de janeiro de 2021, disponível em: https://www.degruyter.com/view/journals/ijcre/9/1/article-1542-6580.2327.xml.xml

Taborda, L.W., Jahn, S. L., Lovato, A., Evangelista, M. L. S. (2015). Avaliação da viabilidade técnica e econômica da produção de etanol em planta piloto de batata-doce. *Custos e agronegócio,* **11**(1). Acesso em 12 de julho de 2020, disponível em: http://docplayer.com.br/14835166-Avaliacao-da-viabilidade-tecnica-e-economica-da-producao-de-etanol-em-planta-piloto-a-partir-da-batata-doce-ipomoea-batatas.html

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Tanimu, M. I., Mohd, T. L., Harun, G. R. M. (2014). Effect of Carbon to Nitrogen Ratio of Food Waste on Biogas Methane Production in a Batch Mesophilic Anaerobic Digester. *Management and Technology*, **5**(2), 116-119. Acesso em: 5 de agosto de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/263973768_Effect_of_Carbon_to_Nitrogen_Ratio_of_Food_Waste_on_Biogas_Methane_Production_in_a_Batch_Mesophilic_Anaerobic_Digester

Villa, L. M. (2018). *Co-digestão anaeróbia de esterco de suíno com batata-doce ou mandioca em diferentes relações C/N*. Tese de mestrado, Universidade Federal da Grande Dourados, Mato Grosso do Sul, 78 pp.

Veluchamy, C., Kalamdhad, A. S. (2017). A mass diffusion model on the effect of moisture content for solid-state anaerobic digestion. *Journal of Cleaner Production,* **162**, 371-379.

Wang, X., Li, Z., Zhou, X., Wang, Q., Wu, Q., Saino, M., Bai, X. (2016). Study on the biomethane yield and microbial community structure in enzyme enhanced anaerobic codigestion of cow manure and corn straw. *Bioresour. Technol*, **219**, 150-157. Acesso de 16 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852416310951

Wang, X., Yang, G., Feng, Y., Ren. G., Han, X. (2012). Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. *Bioresource Technology,* **120**, 78-83. Acesso em 11 de julho de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852412009625#!

Wang, M., Li, W., Li, P., Yan, S., Zhang, Y. (2017). An alternative parameter to characterize biogas materials : Available carbon-nitrogen ratio. *Waste Management,* **62**, 76–83. Acesso em: 19 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X17301034

Wang, X., Lu, X., Li, F., Yang, G. (2014). Effects of Temperature and Carbon-Nitrogen (C:N) Ratio on the Performance of Anaerobic Co-Digestion of Dairy Manure, Chicken Manure and Rice Straw: Focusing on Ammonia Inhibition. *Plos one,* **9**(5). Acesso em: 6 de julho de 2020, disponível em: https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0097265

Wang, S. (2013). Biogas production and microbial community change during the Co-digestion of food waste with chinese silver grass in a single-stage anaerobic reactor. *Biotechnology and Bioprocess Engineering,* **18**, 1022–1030. Acesso em 5 de agosto de 2020, disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s12257-013-0128-4

Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T. (2015). Co-digestão anaeróbica de resíduos alimentares e palha para produção de biogás. *Energia Renovável,* **78**, 527-530. Acesso em: 2 de janeiro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148115000518

Zhang, C., Su, H., Tan, T.(2013) Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid–liquid system. *Bioresource Technology,* **145**, 10-16. Acesso em 13 de agosto e 2020, disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23561948

Zhou S, Nikolausz M, Zhang J, Riya S, Terada A, Hosomi M. (2016). Variation of the microbial community in thermophilic anaerobic digestion of pig manure mixed with different ratios of rice straw. *J. Biosci. Bioeng,* **122**(3), 334-340. Acesso em: 10 e setembro de 2020, disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27072299

Xue, S., Wang, Y., Lyu, Zhao, N., Song, J., Wang, J., Yang, G. (2020). Interactive Effects of Carbohydrate, Lipid, Protein Composition and Carbon/Nitrogen Ratio on biogas production of different food wastes, 312. Acesso em: 8 de novembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852420308385

Zago, V. C. O., Barros, R. T. V. (2019). Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. *Engenharia Sanitária e Ambiental,* **24**(2), 219-228. Acesso em 26 de setembro de 2020, disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1413-41522019000200219&lng=en&nrm=iso&tlng=pt

Zambon, M., Luna, M. M. M. (2018). Resíduos orgânicos urbanos: um olhar sobre Florianópolis, Encontro Internacional Sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente. São Paulo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116
Vol. 15, No.1, 405-428
6 de abril de 2022

Zanetti, A., Arrieche, L. S., Sartori, D. J. M. (2014). Estudo da composição ótima de diferentes resíduos orgânicos para a produção de biogás, Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Florionopolis.

Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews,* **38**, 383-392. Acesso em 26 de setembro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032114003633#!

Zheng, Z. (2015). Effect of dairy manure to switchgrass co-digestion ratio on methane production and the bacterial community in batch anaerobic digestion, AX., *Applied Energy*, **151**, 249-257. Acesso em: 15 de agosto de 2020, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/277951019_Effect_of_dairy_manure_to_switchgrass_co-digestion_ratio_on_methane_production_and_the_bacterial_community_in_batch_anaerobic_digestion

Zeshan, O. P., Karthikeyan, C. V. (2012). Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester. *Bioresource Technology,* **113**, 294-302. Acesso em 10 de agosto de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S096085241200257X

Zihan, Y., Dong, Y., Zhang, X., Tan, T. (2015). Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. *Renewable Energy*, **78**, 527-530. Acesso em 48 de outubro de 2020, disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148115000518#!

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO MANANCIAL DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DO MUNICÍPIO DE JI-PARANÁ-RO E SUA RELAÇÃO COM O USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO URUPÁ

Geniane Trindade Ribeiro [1]
* Naara Ferreira Carvalho de Souza [1]
Guilherme Bessa Bianchi [1]
Beatriz Machado Gomes [1]
Nara Luísa Reis de Andrade [1]

EVALUATION OF WATER QUALITY OF THE MANANTIAL OF PUBLIC WATER SUPPLY OF JI-PARANÁ-RO AND ITS RELATION TO THE USE AND OCCUPATION OF THE SOIL OF THE URUPÁ RIVER BASIN

Recibido el 5 de febrero de 2021. Aceptado el 27 de mayo de 2021

Abstract

The present study aimed to evaluate the quality of the manantial of public water supply of Ji-Paraná-RO city, and its interrelationships with the different land uses along the Urupá river basin. To this aimed, was analyzed a ten-year historical series of data of pH, turbidity and apparent color, and analyses for determination of the Water Quality Index (WQI), from water samples collections of five sample points, between April 2016 and January 2017. For the classification of land uses, images were acquired in the year 2006 and 2016, being defined eight thematic classes through Geographical Information System. For data analysis, non-parametric statistical tests were performed with significance level of 5% (α = 0.05). The Urupá River's WQI framed as "acceptable" and "good" conditions), being satisfactory to its destination to the public supply. However, there was a progressive deterioration in its quality, as identified by the historical series, in particular of the apparent color (average increase of 39.8%) and turbidity (average increase of 117.5%). Was still verified a inversely proportional correlation between the land use class "vegetation" and the variables phosphorus (r = -0.56) in wet-dry period, and with the turbidity (r = -0.9), temperature and WQI (r = 0.8) in the dry period, indicating the importance of vegetation to maintain the quality of the source, mainly in the dry period.

Keywords: water quality index, soil cover, Urupá river.

[1] Departamento de Engenharia Ambiental (DEA), Universidade Federal de Rondônia (UNIR), Campus Ji-Paraná, Brasil.
* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Rondônia. Rua Rio Amazonas, 351 – Jardim dos Migrantes, Ji-Paraná, Rondônia. Brasil. Email: naaraferreira94 @gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Resumo

O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade do manancial de captação da água para abastecimento público do município de Ji-Paraná - RO (rio Urupá), suas inter-relações com os diferentes usos e ocupações do solo ao longo do rio Urupá. Para tal, foi analisada uma série histórica de dez anos de dados de pH, cor aparente e turbidez, e realizadas análises para determinação do Índice de Qualidade de Água (IQA), a partir de coletas de amostras de água de cinco pontos amostrais, entre abril de 2016 e janeiro de 2017. Para a classificação dos usos do solo, foram adquiridas imagens do ano de 2006 e 2016 do município, sendo definidas oito classes temáticas por meio de Sistema de Informações Geográficas. Para a análise de dados foram realizados testes estatísticos não-paramétricos a nível de significância de 5% ($\alpha = 0.05$). O IQA do rio Urupá enquadrou-se entre condições "aceitáveis" e "boas" ($48 < IQA \leq 73$), sendo satisfatória a sua destinação para o abastecimento público. Entretanto, foi verificada deterioração progressiva de sua qualidade, conforme identificado pelas séries históricas, em especial das variáveis da cor aparente (incremento médio de 39.8%) e turbidez (incremento médio de 117.5%). Foi verificada ainda correlação inversamente proporcional entre a classe "vegetação" e a variável fósforo ($r = -0.56$) no período úmido-seco, e com as variáveis turbidez ($r = -0.9$), temperatura e IQA ($r = 0.8$) no período seco, indicando a importância da vegetação para manutenção da qualidade do manancial, sobretudo no período seco.

Palavras chave: índice de qualidade das águas, cobertura do solo, rio Urupá.

Introdução

A ocupação do espaço no Brasil historicamente se deu com a substituição da cobertura vegetal nativa por pastagens, para o desenvolvimento de atividades agropecuárias. Com o aumento populacional acelerado, houve aumento na demanda por novas áreas para moradia e desenvolvimento de atividades econômicas, o que acarretou uma exploração desordenada dos recursos naturais e uma série de impactos negativos ao meio ambiente, tais como a redução da qualidade da água e dos solos (Coutinho *et al.*, 2013; Nascimento e Fernandes, 2017).

As ocupações de áreas urbanas e rurais sem um planejamento adequado, que leve em consideração as legislações ambientais vigentes, a ausência de saneamento básico e o desenvolvimento de atividades agropecuárias influenciam na mudança da composição físico-química e bacteriológica dos corpos hídricos, comprometendo os processos de autodepuração, visto que os corpos d'água necessitam de tempo para degradar a matéria orgânica de maneira natural (Guimarães, 2018; Lollo, 2016).

Assim, a poluição e a contaminação hídrica provenientes do uso e ocupação irregulares do solo em Áreas de Preservação Permanente, favorecem o aceleramento dos processos de assoreamento e eutrofização por ação da retirada da mata ciliar. As matas ciliares são Áreas de Preservação Permanente que protegem os recursos hídricos, dificultando o transporte de sedimentos, substâncias químicas e nutrientes para o corpo d'água, o que afeta a qualidade e a quantidade das águas, além disso, servem como corredores para a circulação animal (Mesquita *et al.*, 2017; Pinz e Strauch, 2017).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Sendo assim, o monitoramento da qualidade da água e do uso e cobertura do solo são importantes para o conhecimento dos impactos e transformações sofridas pelo ambiente, assim como para propor possíveis soluções de mitigação e prevenção de situações futuras (Santos e Santos, 2010).

Desta forma, a presente pesquisa objetivou avaliar o Índice de Qualidade da Água - IQA, em trecho urbano do rio Urupá, assim como analisar uma série histórica de qualidade de água, e mapear o uso e ocupação da área de entorno do ponto de captação para abastecimento público nesse rio, no município de Ji-Paraná, Rondônia.

Metodologia

Área de estudo

O município de Ji-Paraná está localizado na porção leste do estado de Rondônia, com uma população de cerca de 131560 habitantes (IBGE, 2016). Pela classificação de Köppen, o clima predominante no estado é do tipo Aw-Clima Tropical com chuvas de verão, precipitações médias anuais de 1963 mm e temperaturas que variam de 24 a 32°C, sendo definido o período úmido entre os meses de janeiro a março, o úmido-seco nos meses de abril a julho, períodos de transição seco nos meses de setembro e novembro e transição seco-úmido entre os meses de outubro e dezembro (SEDAM, 2012).

O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Urupá, a qual contempla uma área de drenagem de 4172 km² e 4043 km de comprimento. Parte do curso do rio está situada na cidade de Ji-Paraná, onde seu exutório deságua no rio Machado (Figura 1).

Os pontos de coleta foram determinados próximos ao ponto de captação de água da Companhia de Águas e Esgotos do Estado de Rondônia - CAERD, que se localiza a 1.9 km da foz do rio Urupá. A distância mínima e máxima entre os pontos foi de 384 a 2144 metros, respectivamente, sendo 1 ponto (P4) dentro do terreno da empresa CAERD, a 40 metros do ponto de captação da água bruta; 2 pontos (P3 e P5) em área urbana, respectivamente a montante e a jusante do ponto de captação, e 2 pontos (P1 e P2) a montante, em áreas com características rurais (Figura 1).

Durante as campanhas de amostragem, foi necessária a alteração da posição geográfica de dois pontos (P1’ e P5’), devido às interferências de turbulência no rio e a distância mínima entre os pontos ser menor que 125 metros, respectivamente. Assim, o P1’ foi alterado a partir da segunda campanha de amostragem e o P5’ a partir da terceira, sendo estes representados pelos pontos na cor verde e amarelo na Figura 1 e substituídos pelas marcações de P1 e P5.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

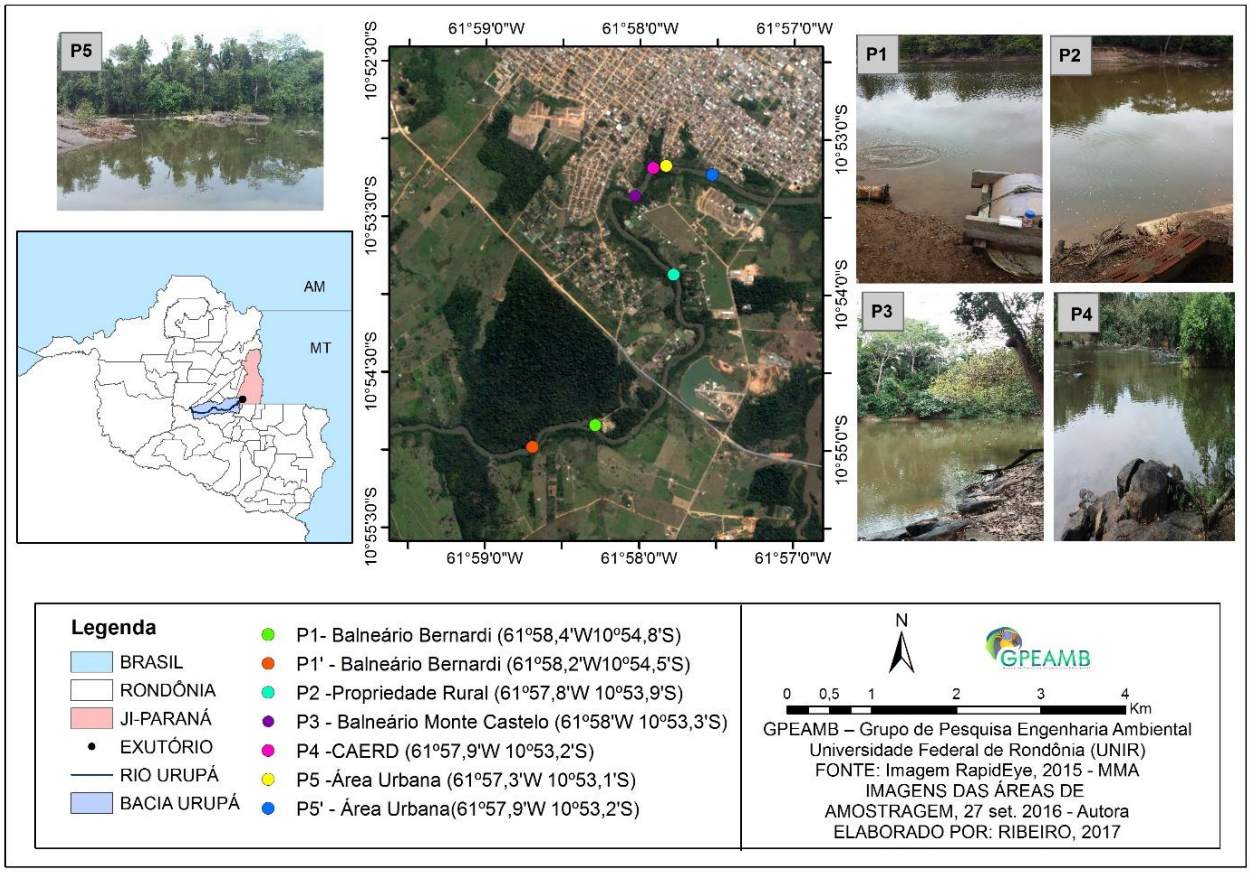


Figura 1. Localização geográfica da bacia do rio Urupá e dos pontos amostrais, com respectivas ilustrações.

Procedimentos em campo e análises

As coletas foram realizadas mensalmente, de abril 2016 a janeiro de 2017, abrangendo os períodos úmido-seco (abril, maio e junho), seco (julho, agosto e setembro), seco-úmido (outubro, novembro e dezembro) e úmido (janeiro), no intuito de observar as alterações sazonais das variáveis da qualidade da água do rio Urupá e os processos de interação com o uso do solo no seu entorno (SEDAM, 2012; Pinto, 2015).

Para a amostragem de água bruta no rio Urupá foi utilizado: um coletor artesanal; quinze garrafas plásticas (frascos) de 500 mL para o armazenamento das amostras, sendo três frascos para cada ponto de amostragem; caixas térmicas para o acondicionamento dos frascos durante as saídas a campo. Posteriormente, as amostras em duplicata eram destinadas para análises.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

A partir das amostras coletadas foram realizadas as análises físico-químicas e microbiológicas para as variáveis que compõem o IQA. *In loco* foram avaliados pH e temperatura por meio do aparelho pHmetro LUTRON modelo 221 com sensor termômetro. No laboratório de Limnologia e Microbiologia da Universidade Federal de Rondônia - UNIR, *Campus* de Ji-Paraná, foram determinadas as variáveis Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforo, sólidos totais, turbidez e Coliformes Termotolerantes, de acordo com os critérios da American Public Health Association (APHA, 2005) e das normativas NBR 10559 (ABNT, 1988), NBR 12614 (ABNT, 1992a) e NBR 10664 (ABNT, 1989).

Para quantificar o fósforo total a metodologia original foi adaptada, por meio da NBR 12772 (ABNT, 1992b), que possibilita encontrar concentrações de fósforo aparente, sem a utilização de amostras autoclavadas. No entanto, vale ressaltar que para tal adaptação são considerados confiáveis dados com concentrações acima de 2 $mg.L^{-1}$.

E no laboratório Qualittá Ambiental, de Ji-Paraná, foi realizada a análise química de Nitrogênio Total, também de acordo com os critérios da APHA (2005).

Para determinação do IQA, foi utilizado o memorial descritivo de cálculos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, disponível no link <http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume2.pdf>, como base para aplicação das equações das curvas de qualidade (qi) para cada variável que compõe o IQA, para posterior aplicação da Equação 1.

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} qi^{Wi} \qquad \textbf{Equação (1)}$$

Em que:
IQA: Índice de Qualidade da Água que corresponde de 0 a 100;
qi: qualidade da i-ésima variável extraída da curva média de variação de qualidade (valores de 0 a 100);
wi: peso correspondente a i-ésima variável, atribuído em função da importância de cada parâmetro que compõe o índice (valores de 0 a 1);
n: número de parâmetros que compõem o cálculo do IQA.

Para a determinação do IQA total de cada amostragem, foram considerados os parâmetros estipulados pela CETESB, sendo: OD, DBO, pH, turbidez, temperatura, fósforo, nitrogênio, coliformes termotolerantes e sólidos totais. Devido à falta de um padrão para a classificação do IQA no Estado de Rondônia, foram adotados os níveis de qualidade de outros estados, conforme a Tabela 1.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Tabela 1. Padrões de classificação dos níveis de qualidade para os resultados do IQA adotados em alguns Estados do Brasil (BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP).

Nível de Qualidade	Faixa
ÓTIMA	80 < IQA ≤ 100
BOA	52 < IQA ≤ 79
ACEITÁVEL	37 < IQA ≤ 51
RUIM	20 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	0 < IQA ≤ 19

Fonte: ANA, 2016.

Para a análise da série histórica de qualidade de água do rio Urupá foram obtidos dados diários disponibilizados pela empresa CAERD, referente ao período de janeiro de 2006 até dezembro de 2015, totalizando uma série de 10 anos de dados (n = 284). Para a aquisição destes dados foram realizadas três visitas à concessionária de abastecimento público, com acompanhamento de uma servidora Técnica em Química, sendo dois dias no mês de agosto (03 e 08/08/2016) e um dia no mês de fevereiro (10/02/2017). A obtenção dos dados foi por meio de registro fotográfico.

As análises realizadas diariamente para a água bruta são: pH, cor aparente e turbidez. Para fins de comparação, foi utilizado como referência os padrões estabelecidos para corpos hídricos de Classe 2, segundo a Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes para o seu enquadramento, com intuito de analisar as médias dos dados diários das variáveis na série em questão. Complementarmente, foi realizada uma análise de tendência dos dados, agrupados por períodos sazonais.

Foram adquiridas imagens do Satélite Land Remote Sensing Satellite 5 (LANDSAT 5) sensor TM - Thematic Mapper, imageadas em 16 de julho de 2006, na cena 231 com as órbitas 67 e 68, e imagens do LANDSAT 8 com o sensor OLI- espectral Operation Land Imager, imageadas em 27 de julho de 2016, na cena 231 e órbita 68. Ambas as imagens foram adquiridas gratuitamente no site do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) (INPE, 2016).

Para a composição espectral foram utilizadas as bandas B5, B4 e B3 (RGB – falsa cor) com resolução espacial de 30 metros para a imagem do LANDSAT 5. Já no LANDSAT 8 foram utilizadas as bandas B6, B5, B4 (RGB – falsa cor) e a banda pancromática B8, para posteriormente realizar a fusão entres as imagens. Todas as bandas tem resolução espacial de 30 m com exceção da B8, com 15 metros (Santos, 2013).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Na etapa do pré-processamento e realce das imagens, foram realizados os processos de registro, contraste, mosaico, fusão e recorte (buffer de 500 metros do shape da linha do rio Urupá) com o auxílio dos Softwares de Sistema de Informações Georreferenciadas (SIG): Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING) e do ArcGIS da Environmental Systems ResearchInstitute (ESRI).

O processo de análise das imagens é caracterizado pelas etapas de segmentação e classificação. Para a classificação foi utilizado o método de segmentação por crescimento de regiões com similaridade 10 para 30 pixels na imagem LANDSAT 5 do ano de 2006, e similaridade 5 para 15 pixels na imagem LANDSAT 8 do ano de 2016.

Na sequência, foi empregado o processo de classificação supervisionada por regiões pelo Método BATACHARYA com limiar de aceitação de 95% para ambas as imagens. Ao
todo foram criadas 8 classes temáticas para o uso e ocupação do solo.

Com relação às análises estatísticas, os dados foram organizados por período sazonal (úmido, úmido-seco, seco e seco-úmido) para a aplicação das análises estatísticas descritivas e analíticas por meio dos softwares Excel 2010, Action 3.1 da Estatcamp e SigmaPlot versão 10. Devido os dados não apresentarem normalidade, foi aplicado o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis com nível de significância de 5% ($\alpha = 0.05$) para identificar possíveis diferenças entre os períodos sazonais. Para avaliar a correlação entre as variáveis analisadas e o IQA foi realizada a matriz de correlação não-paramétrica de Spearman, sendo considerado o nível de significância de 5%.

Foi calculada ainda a mediana para os dados de pH anual, mensal e sazonal do período de janeiro de 2006 a dezembro de 2015, de acordo com von Sperling (2001) esta estatística apresenta boas indicações de tendências centrais para os dados de pH.

Ainda, foi realizada a análise geoestatística Krigagem para visualizar a espacialização dos pontos por meio da interpolação por aproximação dos valores de IQA de cada ponto amostral através do software ArcGIS, versão10.1.

Resultados e discussão

Os dados referentes à série histórica de qualidade da água do rio Urupá estão dispostos nas Tabelas 2 (dados de pH), 3 (dados de cor aparente) e 4 (dados de turbidez).

Para o pH, as medianas mensais variaram no período estudado entre 6.13 a 7.80, mantendo a qualidade proposta para rios de Classe 2 (CONAMA 357/05), a qual preconiza que o pH deve variar entre 6 e 9. Analisando o comportamento do pH durante os períodos sazonais, nota-se variações

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

negativas com relação à mediana nos períodos úmido, úmido-seco e seco-úmido (Tabela 2), sendo que o período úmido apresentou a maior variação negativa, de -4.9% em relação à mediana com tendência ao aumento e no período seco, variação positiva de 3.7% em relação à mediana. Com a aplicação do teste estatístico de Kruskal-Wallis ($p \leq 0.05$) foram observadas diferenças significativas entre os períodos úmido, seco e seco-úmido, e entre o período seco versus úmido-seco e seco-úmido.

Tabela 2. Medianas sazonais, mediana anual, variação em torno da mediana anual e análise de tendência do conjunto de dados, por estação, da variável pH para o período de 2006 a 2015, rio Urupá.

Período	Mediana	Variação (%)	Equação	Aumento/Queda	N
Úmido	6.60	-4.9 ^{c}	0.0023x + 6.51	+0.4%	29
Úmido-seco	6.90	-0.6 ^{bc}	-0.0173x + 7.37	-2.3%	30
Seco	7.20	+3.7 ^{a}	0.0144x + 6.65	+2.2%	28
Seco-úmido	6.90	-0.3 ^{b}	0.0205x + 6.789	+3.0%	28
Mediana anual	6.90	-	0.0002x + 6.923	+0.03%	115

Notas: os índices a, b, c indicam conjuntos de dados que não são grupos similares com diferença significativa de variância ($p \leq 0.05$) de acordo com o teste de Kruskal – Wallis; valores de x = 10 anos.
Fonte: Elaborado pelos autores, com dados da Companhia de Águas e Esgotos de Rondônia (CAERD), 2016.

Na Tabela 3, pode-se observar que durante os períodos sazonais, o comportamento da variável cor aparente apresentou variação positiva alta no período úmido e seco-úmido e com tendência ao aumento, sendo justificado pelos grandes volumes de precipitações nestas estações. No período seco apresentou variação alta negativa, porém com tendência ao aumento, pois os sólidos que foram lixiviados para o curso hídrico ficam retidos no leito do rio em altas concentrações, favorecendo ao aumento da cor da água.

Houve diferenças significativas da cor aparente entre o período úmido versus úmido-seco e seco; seco versus seco-úmido; úmido-seco versus seco e seco-úmido ($p \leq 0.05$). Todos os períodos ficaram em desacordo com as classes definidas na Resolução 357/05, ultrapassando o valor limite para rios de classe 2 de 75 mg $Pt.L^{-1}$, com exceção para o período seco que apresentou médias inferiores ao valor preconizado.

O comportamento sazonal dos dados de turbidez nos períodos úmido e seco-úmido apresentou variações positivas com tendência ao aumento, e nos demais períodos variações negativas em relação à média anual, com destaque para o período úmido-seco que apresentou menor variação

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

negativa, com tendência ao aumento de 211.4% e no período seco também com aumento de mais 100%, indicando que nos períodos chuvosos há o incremento de sólidos no rio e no período seco ocorre a decantação dos mesmos (Tabela 4).

Houve diferenças significativas entre os períodos úmido versus seco e úmido-seco; úmido-seco versus seco e seco-úmido; seco versus seco-úmido ($p \leq 0.05$). Mesmo com o aumento progressivo da turbidez durante a série estudada, os dados estão em conformidade com o padrão estabelecido pela CONAMA 357/05, de 100 UNT, para rios de Classes 1, 2 e 3.

Tabela 3. Médias sazonais (±DP), média anual, variação em torno da média anual e análise de tendência do conjunto de dados, por estação, da variável cor aparente para o período de 2010 a 2015, rio Urupá.

Período	Média (±DP)	Variação (%)	Equação	Aumento/Queda	n
Úmido	149.70±39.8	+40.3 [a]	15.491x + 70.489	+131.9%	11
Úmido-seco	85.96±36.0	-19.5 [b]	4.6677x + 79.517	+35.2%	15
Seco	50.20±21.0	-53.0 [c]	7.2838x + 23.382	+186.9%	14
Seco-úmido	136.00±56.2	+27.4 [a]	7.4146x + 113.03	+39.4%	14
Média (±DP) anual	106.70±55.8	-	5.6598x + 85.26	+39.8%	54

Notas: os índices a, b, c indicam conjuntos de dados que não são grupos similares com diferença significativa de variância ($p \leq 0.05$) de acordo com o teste de Kruskal – Wallis; valores de x = 6 anos.
Fonte: Elaborado pelos autores, com dados da Companhia de Águas e Esgotos de Rondônia (CAERD), 2016.

Tabela 4. Médias sazonais (±DP), média anual, variação em torno da média anual e análise de tendência do conjunto de dados, por estação, da variável turbidez para o período de 2006 a 2015, rio Urupá.

Período	Média (±DP)	Variação (%)	Equação	Aumento/Queda	N
Úmido	27.26±8.8	+16.6 [a]	2.1572x + 15.505	+139.1%	29
Úmido-seco	21.85±7.7	-6.5 [b]	2.1097x + 9.9804	+211.4%	30
Seco	10.94±6.1	-53.2 [c]	0.9856x +5.3116	+185.6%	27
Seco-úmido	33.10±13.1	+41.4 [a]	1.4313x + 25.512	+56.1%	29
Média (±DP) anual	23.4±12.3	-	1.6681x + 14.198	+117.5%	115

Notas: os índices a, b, c indicam conjuntos de dados que não são grupos similares com diferença significativa de variância ($p \leq 0.05$) deacordo com o teste de Kruskal – Wallis; valores de x=10 anos.
Fonte: Elaborado pelos autores, com dados da Companhia de Águas e Esgotos de Rondônia (CAERD), 2016.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Caracterização físico-química e microbiológica

Os resultados analíticos realizados para o rio Urupá estão dispostos na Tabela 5, com as médias e desvios-padrão dos cincos pontos amostrais entre as dez campanhas para fins comparativos com a Resolução CONAMA 357/2005.

Tabela 5. Médias e desvios padrão (±DP) de variáveis físico-químicas e microbiológicas avaliadas nos cincos pontos amostrais.

Variável	P1	P2	P3	P4	P5	Padrão de enquadramento para Classe 2 (Resolução Conama 357/05)
	Média ±DP	Média ±DP	Média ±DP	Média ±DP	Média ±DP	
Temperatura (ºC)	27.7±1.8	27.8±1.8	27.8±1.9	27.6±1.7	27.6±1.8	40
Turbidez (UNT)	28.4±22	29.3±22	27.1±21	26.8±20	27.2±18.7	100
Sólidos Totais (mg/L)	158±100	150±103	170±112	182±182	178±155	500
pH	7.6±0.4	7.7±0.4	7.7±0.6	7.9±0.7	7.8±0.9	6 a 9
OD (mg/L)	6.5±2.2	6.5±2	6.3±1.9	6.4±2.1	6.5±1.9	> 5
DBO (mg/L)	0.8±0.8	0.8±0.7	0.7±0.6	0.8±0.5	0.9±0.7	< 5
Nitrogênio (mg/L)	1.9±0.9	2.1±0.8	2.1±0.8	2±0.6	2.2±0.7	10
Fósforo Total (mg/L)	1.8±0.6	1.8±0.8	1.7±0.7	1.8±0.7	1.8±0.6	0.1
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	960±740	1050±694	1170±1159	1040±1411	1620±1243	1000

Nota: valores em negrito expressam a não conformidade com os padrões da Resolução Conama 357/05.
Fonte: Autores, 2017.

É possível observar que apenas duas variáveis ultrapassaram os valores preconizados a Classe de referência adotada, sendo estas Fósforo Total e Coliformes Termotolerantes. Para o Fósforo Total o ponto P3 apresentou a menor média, e os outros quatro apresentaram os mesmos valores. E, os pontos P2 e P5 apresentaram o maior desvio padrão em relação à média.

Os dados de coliformes termotolerantes apresentaram médias superiores ao padrão estabelecido para a Classe 2 em quatro pontos, apenas o ponto P1 apresentou valor de acordo com o limite, o que pode estar relacionado ao fato de que em algumas coletas foi observada a contaminação fecal a partir de lançamento de esgotamento sanitário e lixiviação das fezes de animais para o curso hídrico, principalmente no início do período chuvoso.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

De maneira semelhante, Pereira (2019) encontrou valores de coliformes termotolerantes acima do permitido para o rio Urupá, no perímetro urbano do município de Ji-Paraná, a montante e a jusante do ponto de captação de água. Vale ressaltar que não há um sistema de coleta e tratamento de esgotos no município em questão, o que contribui para que os esgotos gerados sejam lançados nos corpos hídricos.

Índice de Qualidade das Águas (IQA)

Os resultados do IQA para os pontos amostrais durante os meses estudados apresentaram variações entre 48 e 73, indicando condições de qualidade da água que tendem do aceitável à boa, em que 25% dos dados do IQA apresentaram condições de qualidade de água aceitável para os pontos P3 e P5. Para todos os cincos pontos amostrais 50% dos dados do IQA ficaram na faixa 55 a 60, caracterizando uma condição boa para a qualidade da água e 75% dos valores do IQA ocorreram entre 60 a 65, também representando condições boas para o rio Urupá, com destaque para o ponto P3 que apresentou maior variabilidade dos percentis em relação aos demais pontos.

Conforme ilustrado na Figura 2, o IQA apresentou nos períodos de transições (Figura 2a e 2c) as menores médias (56.1±4.7 e 55±4.9) com variações negativas de 7% e no período seco apresentou as maiores médias (65.5±10) com variações positivas de 11.2% (Figura 2b) em relação à média total, apresentando o aumento da qualidade da água com o fim das ocorrências das precipitações e redução da qualidade nos períodos de transições para o período seco e úmido. No tratamento estatístico apresentaram diferenças significativas entre o período de transição úmido-seco para o seco ($p=0.008$) e do período seco para o seco-úmido ($p=0.001$), de acordo com teste de Kruskal-Wallis para $p \leq 0.05$.

As variáveis fósforo ($r = -0.67$), coliformes termotolerantes ($r = -0.81$) e turbidez ($r = -0.72$) apresentaram correlação significativa ($p=0.04$) com o IQA, sendo a maior correlação com a turbidez ($p = 0.02$). Assim, os níveis de qualidade da água são reduzidos quando há o aumento das concentrações das variáveis fósforo, coliformes termotolerantes e turbidez, sendo confirmado através do aumento das concentrações das variáveis citadas, com exceção da turbidez, que apresentaram limites superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de Classe 2, influenciando na redução da qualidade da água do rio Urupá.

Ainda, as concentrações do fósforo correlacionaram-se fortemente com a turbidez ($r = 0.92$) e nitrogênio ($r = 0.63$), indicando que o aumento dos particulados sólidos, podendo ser observado na Tabela 5, contém nutrientes eutrofizantes presentes no solo lixiviado para a área de estudo.

Dependendo das concentrações e frequências das poluições pontuais ou difusas, condições nas zonas ripárias e dos ciclos hidrológicos, as variações sazonais que o IQA pode sofrer tende a revelar a situação de degradação do ambiente hídrico, sendo que do sentido foz à nascente a qualidade das águas no período úmido alternam da classe ruim a aceitável e no período seco a qualidade tende a aumentar chegando a classe boa (Paulino, 2014; Arruda, 2016).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

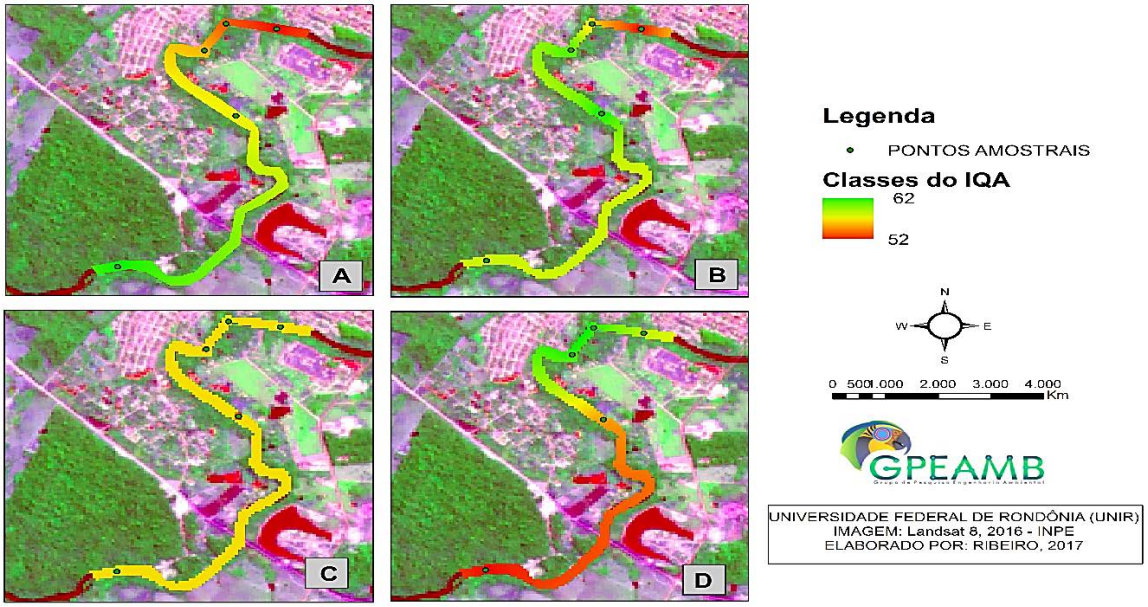


Figura 2. Interpolação por Krigagem para o IQA médio durante os períodos sazonais úmido-seco (A), seco (B), seco-úmido e (C) e úmido (D).

Segundo Faria (2012), ao analisar a qualidade da bacia do Ribeirão Guaratinguetá, em pontos localizados em áreas com considerável preservação, o IQA apresentou classe regular com tendências para a classe boa, porém as atividades de agropecuária e áreas urbanas favorecem o aumento da concentração de fósforo, nitrogênio, coliformes termotolerantes e DBO, reduzindo a qualidade hídrica.

Uso e ocupação do solo na bacia do rio Urupá

Por meio das análises espaciais, foi possível quantificar os usos do solo na microbacia do rio Urupá e também no entorno da área que compreende o estudo.

Na Figura 3, é possível observar no centro-oeste da imagem que no ano de 2016, ocorreu aumento de fragmentos de vegetação e expansão das áreas urbanas e de savana quando comparados com a imagem classificada do ano de 2006.

A vegetação secundária teve aumento de 4.6%, essa classe pode ser percebida na porção perto da foz do rio Urupá (Figura 3). Além da vegetação, as classes de uso represa e área urbana também tiveram aumento de 0.45 e 0.43%, respectivamente.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

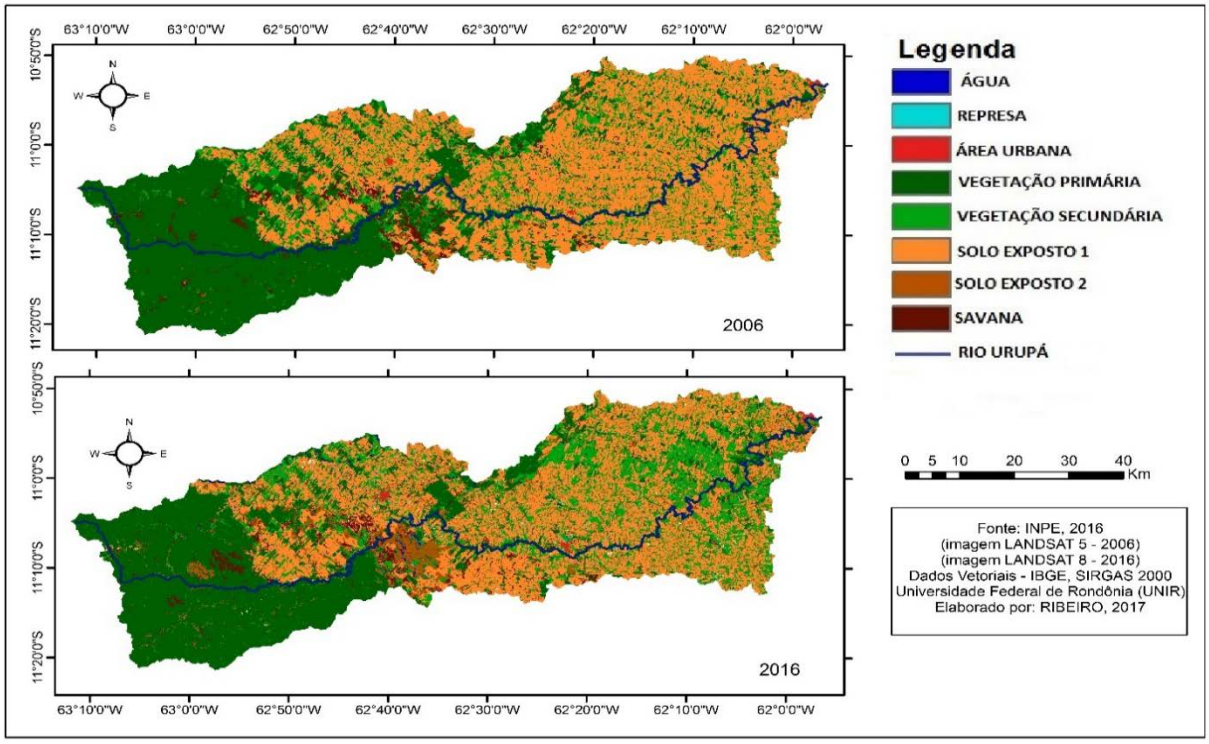


Figura 3. Imagens classificadas entre os meses de julho dos anos de 2006 e 2016 da bacia do rio Urupá, Ji-Paraná/RO.

Segundo estudo de Furlan (2013), a bacia do rio Urupá já apresentava o formato espinha de peixe desde 1987, devido ao intenso avanço agrícola das atividades econômicas de agricultura e pecuária familiar e estágios intermediários de ocupação em áreas de projetos de assentamentos rurais do INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, no Estado de Rondônia (Saito *et al.*, 2011), sendo que do centro até a foz da bacia se intensificaram as extensas áreas de atividades agrícolas e pecuária, além das atividades mais recentes de represamento para criação de peixes ou para áreas de lazer dos condomínios.

O buffer com 500 metros no ano de 2006, na Figura 4, destacou a maior porcentagem da classe solo exposto com 48.8 % de área. Para o comportamento do uso do solo no ano de 2016, apresentou a redução de duas classes temáticas, sendo o solo exposto 1 e vegetação secundária (18.37% e 3.27%) e o aumento para as demais classes com percentuais mais relevantes para os temas solo exposto 2 (8.45%), área urbana (4.94%) e vegetação primária (4.32%).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

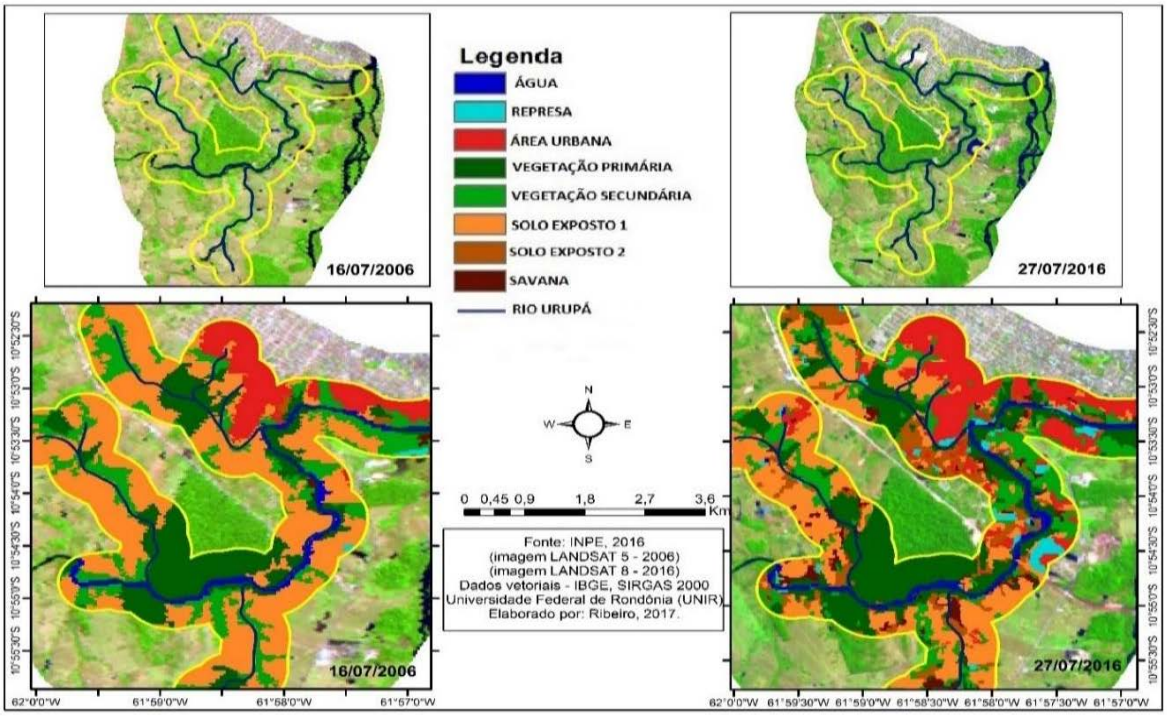


Figura 4. Imagens classificadas entre os meses de julho de 2006 e 2016 da área de estudo com buffer de 500 metros do rio Urupá, Ji-Paraná/RO.

Para aferir os quantitativos das áreas das classes temáticas entre os pontos, foram observadas maiores porcentagens para a classe vegetação primária em todos os pontos amostrais, com variações de 30 a 60%. O ponto P5 apresentou porcentagens próximas entre as classes vegetação primária e área urbana, ambos ocupando aproximadamente 30% da área total de 40.000 m^2 (Figura 5). A classe represa apresentou 10% de área nos pontos P3 e P5, enquanto as demais classes apresentaram abaixo de 20% de área para os pontos amostrais, com exceção da classe água que apresentou 22% de área no ponto P1, devido ao maior volume de área.

Assim, a classe área urbana apresentou aumento significativo, sendo representado principalmente entre os pontos P3 (10.1%) P4 (7.9%) e P5 (32.0%), enquanto a vegetação primária apresentou comportamento inverso nestes pontos, com redução principalmente entre os pontos P3 (39.4%) e P5 (31.2%). Embora o ponto P4 esteja a 40 metros do ponto de captação da água, ainda apresenta área de vegetação primária (50.8%) maior do que os dos pontos P3 e P5. Mas, por questões de abastecimento público, gera preocupação na transformação do cenário do ponto P4, pois a urbanização pode gerar impactos negativos ao manancial devido à intensificação da eutrofização.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

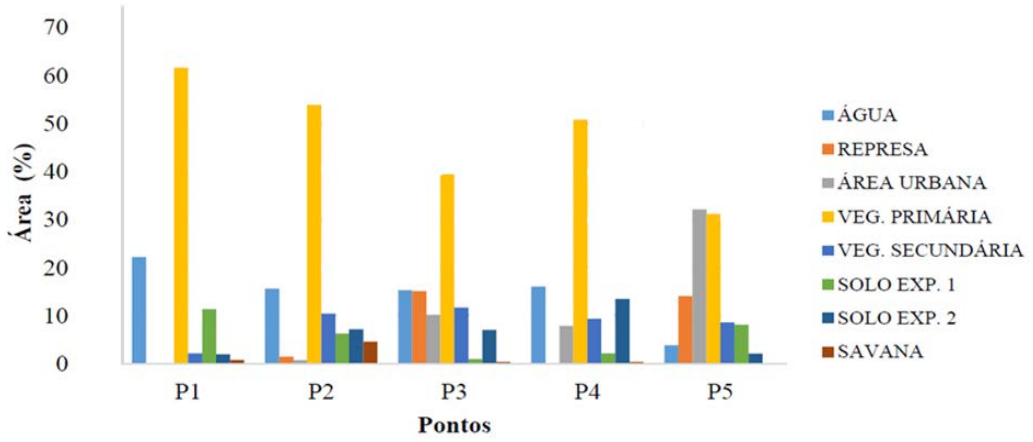


Figura 5. Classes temáticas para cada ponto amostral no rio Urupá, 2016.

Porém, mesmo o ponto P4 apresentando menor área urbana em relação ao ponto P5 e vegetação primária suficiente para exercer a proteção do rio, outro agravante é a presença da classe de solo exposto total, apresentando maior área (15.7%), comparada aos pontos P1 e P2 (13.0%), P3 (8.0%) e P5 (10.2%), justificando a redução da vegetação devido ao aumento do solo exposto, o que corrobora para o aumento do assoreamento do rio e das áreas urbanizadas.

No tratamento estatístico dos dados, não foi verificada correlação significativa ($p > 0.05$) entre os dados de uso e ocupação (considerando apenas as classes vegetação do uso do solo) e os dados de qualidade da água (Tabela 6).

Tabela 6. Coeficientes da Matriz de correlação das variáveis físico-químicas e microbiológicas e do IQA em relação aos usos do solo (considerando a somatória da vegetação primária e secundária na área de estudo), através das médias sazonais e total dos dados dos cinco pontos amostrais.

Variável	USOS DO SOLO (CLASSE VEGETAÇÃO)				
	úmido-seco	Seco	seco-úmido	úmido	Média
pH	-0.10	0.30	-0.10	0.20	0.56
TEMPERATURA	-0.22	0.80	0.31	0.22	0.80
FÓSFORO	-0.56	0.21	0.60	-0.20	-0.10
TURBIDEZ	-0.70	-0.90	0.50	0.80	-0.21
NITROGÊNIO	-0.10	-0.10	0.67	-0.50	0.40
SÓLIDOS TOTAIS	-0.30	-0.60	0.31	0.58	-0.30
COLIFORMES T.	-0.10	-0.30	0.20	-0.21	0.00
OD	-0.46	-0.60	0.10	-0.31	-0.50
DBO	-0.70	-0.90	0.10	-0.41	-0.90
IQA	0.40	0.80	-0.30	0.50	0.90

Nota: valores em negrito expressam conjunto de dados que apresentaram nível de significância próximo a 5% (p = 0.08).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

No entanto, foram observados valores elevados do coeficiente de correlação entre os mesmos, sendo que no período seco houve correlações altas negativas com as variáveis turbidez e DBO (r = -0.9) e correlações altas positivas para o IQA para a média total nos pontos amostrais (r = 0.9) e negativa com a DBO (r = -0.9).

Estudos de Pereira (2014), considerando as correlações dos usos do solo com as variáveis, identificaram relações positivas (r = 0.27) entre a classe formação florestais com o pH e relações negativas com nitrogênio e fósforo, favorecendo no aumento da qualidade do regime hídrico, já as áreas urbanas apresentam correlações negativas com o pH (r = -0.32) e as piscicultoras correlações positivas (r = 0.30) com as variáveis fósforo total e nitrogênio total. Em sua maioria, as correlações verificadas pelo presente estudo são superiores ao trabalho supracitado.

Em estudos realizados por Gutierrez *et al.* (2017), foi verificado que a vegetação secundária teve uma redução de 12% devido a expansão da área urbana de 14% ao redor das lagoas Bolonha e Água Preta localizada na APA de Belém, apresentando correlação fraca negativa com a turbidez, influenciando na redução do curso hídrico de 2% devido aos efeitos do assoreamento.

Assim, corrobora-se a afirmação de que a vegetação é um fator importante para a manutenção da qualidade da água durante os períodos estudados por reduzir as concentrações da turbidez e da matéria orgânica a ser degradada, especialmente durante o período seco, em que o corpo hídrico torna-se mais vulnerável a fatores externos, devido a menor capacidade de diluição em consequência da redução de seu volume.

Segundo Marmontel e Rodrigues (2015), a presença da vegetação contribui para a redução da temperatura, turbidez e sólidos totais. Porém, áreas com pouca presença de vegetação ciliar reduzem a qualidade hídrica devido aos processos erosivos, aumentando a temperatura e turbidez (Medeiros *et al.*, 2013). Ainda segundo o autor supracitado, as áreas com solo desnudo, aglomerados urbanos e lançamentos agrícolas desqualificam o uso da água destinada ao abastecimento público com tratamento convencional ou avançado, devido ao alto grau de poluição ocasionado por estas condições.

No presente estudo, áreas com maior cobertura vegetal refletiram em menores concentrações das variáveis turbidez e DBO, o que reflete em melhoria da qualidade da água, principalmente no período seco. Desta forma, observando a miúde as correlações entre o uso do solo e o IQA, em que houve uma variação do r de -0.3 no período seco-úmido a 0.8 na seca, evidencia-se a grande variação nas inter-relações dos elementos influentes no IQA com o uso do solo, sendo que tais interações também sofrem influência da sazonalidade regional.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Conclusões

Na análise da série temporal de dados, foi observado que o trecho analisado do rio Urupá apresentou tendências de incremento para as variáveis turbidez, cor e pH, com destaque para os dados da turbidez e cor aparente, expressando o aporte de sedimentos que o rio vem acumulando ao longo da série de 10 anos de dados.

O IQA apresentou qualidade, em média, "boa" nos pontos amostrais durante os diferentes períodos do ano, contudo as melhores condições de qualidade ocorreram no período seco, com médias de 65, e, nos períodos de transições este índice sofreu influências significativas negativas das variáveis fósforo, coliformes fecais e turbidez, devido aos usos do solo no entorno do rio.

Os pontos P1 e P5 apresentaram comportamentos de qualidades opostos, em que o primeiro ponto mostrou condições ótimas de qualidade, devido 60% de sua área ser representada pela classe de vegetação primária, enquanto o último ponto apresentou condições regulares de qualidade, devido a presença de 30% de área urbana, com carência de saneamento básico e zoneamento municipal, observado pelo avanço da urbanização de áreas ripárias, que é o caso em que a qualidade da água se agrava nos pontos P3 e P4.

O presente estudo alerta para um panorama futuro em relação aos impactos da urbanização sobre qualidade hídrica, pois se não houver ações dos órgãos responsáveis e população, a contínua expansão populacional sem um sistema de tratamento de esgoto em áreas já fragilizadas comprometerá a resiliência do rio, o que poderá resultar, em longo prazo, na inviabilização do uso desse trecho do rio Urupá como ponto de captação para abastecimento urbano.

Ainda, tais dados podem servir de subsídio para a tomada de decisões relativas à gestão da bacia, visando ações conjuntas entre os diferentes usuários para viabilizar níveis aceitáveis de qualidade do manancial, por meio de ações como medidas de reflorestamentos em áreas ripárias e conscientização ambiental da população.

Referências bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas (2016) *Portal da Qualidade das Águas*: Indicadores de qualidade. Acesso em: 26 jun. 2016, disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1988) *NBR 10559: Águas – Determinação de Oxigênio Dissolvido, Método Iodométrico de Winkler e suas modificações*. Rio de Janeiro, 1988, 11 pp.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 12.614: Águas – Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – Método de Incubação (20°C, cinco dias)*. Rio de Janeiro, 1992, 5 pp.

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992) *NBR 10664: Águas - Determinação de resíduos (sólidos) - Método gravimétrico*. Rio de Janeiro, 1989, 7 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992). *NBR 12.772: Água - Determinação de fósforo.* Rio de Janeiro, 1992, 9 pp.

APHA, American Public Health Association, AWWA, America Water Work Association, WEF, (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21 ed., Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., Franson, M. A H, Washington, 325 pp.

Arruda, J. L. de. (2016) *Avaliação da Qualidade de água do Rio Cuiabá no perímetro urbano da capital mato-grossense*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Cuiabá, Cuiabá, 72 pp.

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente (2005) *Resolução n°357 de 17 de março de 2005,* Diário Oficial da União, 18 de março de 2005, Brasília, 58-63.

Coutinho, L.M., Zanetti, S.S., Cecílio, R.A., Garcia, G.O., Xavier, A.C. (2013) Usos da Terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na Bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. *Floresta e Ambiente*, **20**(4), 425-434.

Faria, D. A. (2012) *Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Guaratinguetá, SP*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Programa Interunidades, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 119 pp.

Furlan, D. N. (2013) *Efeito da mudança do uso e cobertura do solo nos balanços hídrico e energético da bacia do rio Ji-Paraná (RO) utilizando dados multitemporais de sensoriamento remoto*, Tese (Doutorado em Ciências Química na Agricultura e no Ambiente), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 150 pp.

Guimarães, T. M. H. (2018) *Interferência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacia hidrográfica com disponibilidade hídrica crítica*, Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia,79 pp.

Gutierrez, C.B.B., Ribeiro, M.C., Morales, G.P., Gutierrez, D.M.G., Santos, L.S. dos, Paula, M.T. de. (2017) Análise espaço-temporal do uso e cobertura do solo no interior da APA Belém e correlação com os parâmetros de água dos seus mananciais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10**(2), 521–534.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016) Cidades por Unidades Federativas – Estimativas 2016. Acesso em: 15 ago. 2016, disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/estimativa_dou.shtm.

NPE, Instituto de Pesquisas Espaciais (2016) Catálogo de imagens. Acesso em: 15 abr. 2016, disponível em: http://www.dgi.inpe.br/catalogo

Lima, A.M.M. de, Pimentel, M.A. da S., Rocha, E.J.P. da, Souza, L.F.P. de, Tamasauskas, P.F.L.F. (2016) Métodos de avaliação da influência das áreas ripárias na sustentabilidade hidrológica em bacias hidrográficas no Nordeste no estado do Pará. *Revista Caderno de Geografia,* **26(**45), 172-186. https://doi.org/10.5752/P.2318-2962.2016v26n45p172

Lollo, J. A. de. (2016) A Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água. In Américo-Pinheiro, J. H. P., Mirante, M. H. P., Benini, S. M. (Eds.), *Gestão e Qualidade dos Recursos Hídricos Conceitos e Experiências em Bacias Hidrográficas,* ANAP, Tupã, 20-39.

Marmontel, C. V. F.; Rodrigues, V. A. (2015) Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. *Revista Floresta e Ambiente*, **22(**2), 171-181.

Medeiros, R.B., Pinto, A.L., Miguel, A.E.S. (2013) Implicações da vulnerabilidade ambiental na qualidade das águas superficiais da Bacia do Córrego das Antas, *IX Fórum Ambiental da Alta Paulista*, Tupi Paulista, São Paulo.

Mesquita, F. N., Silvestre, K. S., Steinke, V. A. (2017) Urbanização e degradação ambiental: Análise da ocupação irregular em áreas de proteção permanente na região administrativa de Vicente Pires, DF, utilizando imagens aéreas do ano de 2016. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **10** (3), 722-734. https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170047

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77905
Vol. 15, No.1, 429-447
6 de abril de 2022

Nascimento,T. V., Lindemberg, L. M. (2017) Mapeamento de uso e ocupação do solo em uma pequena bacia hidrográfica da Amazônia. *Ciência e Natura*, **39(**1), 170-177. https://doi.org/10.5902/2179460X21737

Paulino, M. B. (2014) *Diagnóstico da relação entre o uso do solo e a qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, Novo Hamburgo, RS, com o auxílio de técnicas de geoprocessamento*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Pereira, I. da S. (2014) *Índices de qualidade da água para consumo humano: modelagem e influência do uso e ocupação do solo.* Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 104 pp.

Pereira, E. S. (2019) Uso e ocupação do solo e a qualidade da água na bacia do rio Urupá, Rondônia. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de Rondônia, Presidente Médici,76 pp.

Pinto, T. J. da S. (2015) *Fluxo evasivo de CO2 na interface água/atmosfera do rio Ji-paraná – RO,* Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Rondônia, Ji-paraná, 70 pp.

Pinz, G., Strauch, M. (2017) Proteção de Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Gestão das Águas. In Strauch M., Berwing J. A. (Eds.), *Gestão das Bacias Hidrográficas Bases Legais,* Perse, São Paulo, 205-231.

Santos, J. (2013) *Processamento Digital* – geotecnologias e software livre. Rescale em Batch, composição colorida RGB e fusão de imagens Landsat 8, agosto de 2013. Acesso em: 29 out. 2016, disponível em:http://www.processamentodigital.com.br/wp-content/uploads/2013/08/20130820_ArcGIS10_Rescale_RGB_Composite_PanSharpening.pdf.

Santos, A.L.C., Santos, F. (2010) Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Vaza-Barris, Sergipe. *Revista Saber Acadêmico*, **10**, 57-67.

Saito, E. A. (2011) *Caracterização de trajetórias de padrões de ocupação humana na Amazônia Legal por meio de mineração de dados,* Tese (Doutorado em Geofísica Espacial), Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 132 pp.

SEDAM, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (2012) Boletim Climatológico de Rondônia. Acesso em 14 set. 2016, disponível em: http://www.sedam.ro.gov.br/images//2016/abril/coordenadorias/cogeo/boletins_anuais/BOLETIM_CLIMATOLOGICO_2010.pdf.

Von Sperling, M. (2001) Coliformes E pH-médias aritméticas, médias geométricas e medianas, *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental,* 21º Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, João Pessoa, Paraíba.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO INSTRUMENTO DA COBRANÇA PELA ÁGUA BRUTA NAS BACIAS CEARENSES: UMA APLICAÇÃO DA FRONTEIRA INVERTIDA EM ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS

Marcus Vinícius Sousa Rodrigues [1]
Marisete Dantas de Aquino [2]
Antônio Clécio Fontelles Thomaz [3]
Silvia Helena Dantas de Lima [4]
* Rejane Felix Pereira [4]

EFFICIENCY ANALYSIS OF THE RAW WATER CHARGING INSTRUMENT IN CEARÁ BASINS: AN APPLICATION OF INVERTED BORDER IN DATA ENVELOPMENT ANALYSIS

Recibido el 10 de febrero de 2021. Aceptado el 27 de julio de 2021

Abstract

Water Resource Management is extreme importance to ensure access to all water users. Water resource management policies in Brazil take a management instruments among which a charges for the use of water resources. Many criteria can be used to make analyzing efficiency implementation of the charges for use of water in the river basin. Such an analysis requires the use of a scientific methodology called multicriteria analysis. The main objective of this research is to evaluate relative efficiency, through Data Envelopment Analysis (DEA), instruments of fee for the use of untreated water of main categories of use in the river basin in Ceará state. Thus, it is obtained a general diagnosis of this instrument in all of the State of Ceará. DEA models generally result in a large number of efficient units thus, it was decided to apply the inverted frontier methodology in order to identify and eliminate efficient units who present themselves with false efficiency. Application of DEA for charges for use of water reached the objective that it was to obtain a diagnosis of all river basins of the State of Ceará while the inverted frontier method ordered all analyzed UTDs. In general, the charges to industrial units in river basins of State of Ceará showed better results than the others, while irrigation units obtained the worst results.

Keywords: water resource management, charging for water use, data envelopment analysis.

[1] Universidade Federal do Maranhão (UFMA), São Luis, MA, Brasil.
[2] Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, CE, Brasil.
[3] Universidade Estadual do Ceará (UECE), Fortaleza, CE Brasil.
[4] Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB), Acarape - CE, Brasil
**Autor correspondente:* Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB), Instituto de Engenharias e Desenvolvimento Sustentável, Unidade Acadêmica Palmares, Rodovia CE 060-Km51.CEP: 62785-000, Acarape, Ce, Brasil. Email: rejanefp@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Resumo

O gerenciamento dos recursos hídricos é de extrema importância para assegurar o acesso a água a todos os usuários. As políticas de gerenciamento deste recurso no Brasil adotam instrumentos de gerenciamento, dentre os quais pode-se destacar a cobrança pela utilização da água. Os critérios que podem ser usados para se fazer uma análise da eficiência da aplicação da cobrança pela água em uma bacia hidrográfica são múltiplos. Para esse tipo de análise, é necessário a utilização de uma metodologia científica conhecida como análise multicritério. O objetivo principal deste trabalho consiste em avaliar a eficiência relativa, por meio da análise envoltória de dados, do instrumento da cobrança pela água bruta das principais categorias de uso nas bacias cearenses, obtendo assim, um diagnóstico geral desse instrumento em todo o Estado do Ceará. Os modelos AED geralmente resultam em um grande número de unidades eficientes, dessa forma optou-se por aplicar a metodologia de fronteira invertida de modo a identificar e eliminar as unidades eficientes que se apresentam com uma falsa eficiência. A aplicação de análise por envoltória de dados para a cobrança pela água atingiu o objetivo que era obter um diagnóstico de todas as bacias hidrográficas do Estado, enquanto o método da fronteira invertida ordenou todas as UTDs analisadas. No geral, as unidades referentes à cobrança do setor industrial nas bacias hidrográficas do Estado do Ceará se mostraram com resultados melhores do que as demais, enquanto a irrigação obteve os piores resultados.

Palavras chave: gestão de recursos hídricos, cobrança pelo uso da água, análise envoltória de dados.

Introdução

Os recursos hídricos são recursos naturais e econômicos importantes e estratégicos, formando a base para a sobrevivência e desenvolvimento de qualquer sociedade humana (Wang *et al.*, 2018). Assim, o gerenciamento dos recursos hídricos é de extrema importância para assegurar o acesso a água a todos os usuários, tanto na atualidade como no futuro.

Pode-se afirmar que a primeira legislação a tratar explicitamente a questão do gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil foi Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, chamado de Código das Águas (Brito; Aguiar, 2019). Somente em 1997 foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH, por meio da promulgação da Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, também conhecida como “Lei das Águas”.

No Brasil, o modelo atual de gerenciamento das águas adota este recurso como um bem natural público, limitado e com valor econômico. Segundo Rodrigues, Aquino e Thomaz (2015) as políticas de gerenciamento deste recurso no Brasil adotam instrumentos de gerenciamento, dentre os quais se destacam a outorga e a cobrança pelo uso dos recursos hídricos.

O instrumento da cobrança pelo uso das águas já era previsto no Código das Águas, porém nunca foi efetivamente aplicado antes da Lei das Águas. A cobrança é estabelecida conforme os objetivos elencados na PNRH (Demajorovic; Caruso; Jacobi, 2015) e segundo Ostrensky e Garcia (2017), essa cobrança tem uma dimensão econômica, que busca racionalizar o uso da água em uma dimensão financeira que favoreça a obtenção de recursos para investimentos na gestão hídrica.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

É importante destacar que muitos estados antecederam à União na promulgação de uma política de recursos hídricos, dentre eles o Estado do Ceará, o qual promulgou a sua Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH em 24 de julho de 1992, através da Lei nº 11.996. Nesta Lei, já estava previsto a cobrança pelo uso desses recursos como um dos instrumentos de gestão. Posteriormente, ela foi substituída pela Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010.

O Ceará foi o primeiro estado do Brasil a cobrar efetivamente pela utilização de seus recursos hídricos. A cobrança no Ceará foi efetivada por meio do Decreto nº 24.264, publicado no dia 12 de novembro de 1996, em que, de início, foram cobrados apenas os volumes de água a serem utilizado nos processos industriais e nas concessionárias de abastecimento público.

Conforme Rodrigues e Aquino (2014), somente a partir de 2004 essa cobrança passa a ser aplicada para as demais finalidades de uso. As categorias de uso de água bruta no Estado do Ceará são as seguintes: indústria, abastecimento público, irrigação, carcinicultura, piscicultura, água mineral e potável de mesa e demais usos. Contudo, essa cobrança possui valores diferenciados conforme a categoria de uso, o que se faz importante a verificação da eficiência da cobrança pela água bruta nas três principais categorias, a saber, indústria, abastecimento e irrigação.

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (COGERH) é o órgão responsável pelo faturamento e pela arrecadação dos recursos financeiros oriundos dessa cobrança, atuando como uma espécie de agência para todas as bacias hidrográficas do Estado.

Múltiplos são os critérios (ou fatores) que podem ser usados para se fazer uma análise da eficiência da cobrança entre as categorias de uso de uma bacia hidrográfica. Contudo, uma análise como essa requer o uso de uma metodologia científica chamada de análise multicritério (Rodrigues *et al.*, 2017). A análise multicritério atribui uma nota sobre determinado objetivo a ser alcançado, por intermédio do equacionamento no qual constam os critérios considerados, os pesos atribuídos e um ordenamento entre eles (Trevisan *et al.*, 2011). Dessa forma, as soluções são ordenadas, de modo a selecionar as mais desejáveis.

Uma ferramenta que pode ser usada nesta análise multicriterial é a análise por envoltória de dados – AED. Tal ferramenta pode ser entendida como um método para avaliar o desempenho (eficiência) de um conjunto de unidades que realizam as mesmas tarefas e que apresentam os mesmos insumos (entradas) e os mesmos produtos (saída).

A AED surgiu como uma técnica derivada da Pesquisa Operacional (PO) que é baseada em um modelo de programação linear, podendo ser facilmente resolvida com ferramentas computacionais atuais (Macedo; Jamil, 2019). É uma técnica muito importante para situações em que se deseja analisar a eficiência de um conjunto de unidades produtivas de um mesmo ramo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

O objetivo deste trabalho consiste em avaliar a eficiência relativa, por meio da análise envoltória de dados, do instrumento da cobrança pela água bruta das principais categorias de uso, a saber, abastecimento, indústria e irrigação, dentro das bacias cearenses, obtendo assim um diagnóstico geral desse instrumento em todo o Estado do Ceará. Para isso, foram definidas as unidades tomadoras de decisão – UTDs a serem analisadas, definindo as variáveis, entre insumos e produtos, que serão utilizadas para o cálculo da eficiência relativa de cada UTD. E em seguida, foi aplicada a metodologia da fronteira invertida em AED, de modo a ordenar as UTDs definidas e identificar, dentre os *benchmarks*, as unidades com falsa eficiência.

Análise envoltória de dados

Segundo Pradhan e Kamble (2015), a produção pode ser entendida como a ação de transformar recursos, ou insumos, em produtos com o auxílio de tecnologia. Conforme Rodrigues *et al.* (2017), os insumos empregados dentro de um processo produtivo de algum produto precisam ser utilizados de modo a evitar excessos e desperdícios.

Assim, a produtividade é considerada como um importante indicador para medir o grau de desempenho, ou eficiência, de uma unidade produtiva (Honglan; Ruyun; Xiaona, 2014). Logo, o conceito de eficiência está relacionado à comparação entre as medidas de produtividades de várias unidades produtivas que produzem os mesmos produtos, sendo, portanto, uma medida relativa.

A análise envoltória de dados pode ser definida como uma técnica de programação matemática usada para medir a eficiência de unidades de produção que converte múltiplas entradas, ou insumos, em saídas, ou produtos (Mirdehghan; Fukuyana, 2016). Segundo Cherchye, De Rock e Whalheer (2016), ela pode ser considerada uma técnica não paramétrica, uma vez que não exige uma relação funcional entre os insumos e os produtos.

Para Pereira e Soares de Melo (2015), a AED pode ser considerada como uma ferramenta matemática fundamental nos estudos direcionados a investigar a eficiência (ou desempenho) de unidades produtivas. Essas unidades são conhecidas por unidades tomadoras de decisão – UTD (ou DMU, cujo significado é Decision Making Unit) e qualquer conjunto de unidades que realizam fundamentalmente a mesma tarefa pode ser avaliado por meio desta técnica.

As UTDs são comparadas conforme o conceito de eficiência de Farrel, que é definido, de acordo com Dotoli et al. (2015), como a relação entre a soma ponderada dos produtos e a soma ponderada dos insumos de cada UTD. a medida de eficiência, indicada por Ef, para “m” insumos e “s” produtos, é dada pela equação 1:

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

$$Ef = \frac{\sum_{i=1}^{s} U_i Y_i}{\sum_{j=1}^{m} V_J X_j} \qquad \textbf{Equação (1)}$$

dado que: U_i é o peso do i-ésimo produto Y_i, sendo que i = 1, ..., s; e, V_j é o peso do j-ésimo insumo X_j, em que j = 1, ..., m.

Segundo Song *et al.* (2015), a principal vantagem da AED é que a medição da eficiência relativa não necessita a priori da atribuição dos pesos das variáveis e qualquer relação funcional entre insumos e produtos. Ou seja, o próprio método calcula os pesos das variáveis avaliativas, insumos e produtos, de cada UTD analisada. Assim, de acordo com Bayazid *et al.* (2019), a metodologia da AED mede a eficiência relativa, que varia de 0 (zero) a 1 (um), identificando as melhores UTDs de um conjunto analisado. Dessa forma, as UTDs são classificadas em dois grupos: as eficientes com medidas iguais a unidade (ou 100%) e as não eficientes, com medidas inferiores a unidade. De acordo com a definição dada na equação (1) é possível afirmar que as melhores relações "produtos/insumos" são consideradas mais eficientes.

A metodologia AED possibilita a construção de uma fronteira linear por partes, chamada de fronteira eficiente, cujos vértices são formados pelas unidades eficientes, comumente chamadas de *benchmarks* (Park *et al.*, 2015). As unidades ineficientes se encontram abaixo da desta fronteira e segundo Geng *et al.* (2019), o grau de ineficiência dessas unidades é medida pela distância que se encontram da fronteira.

A metodologia ainda traça metas a serem alcançadas pelas unidades ineficientes para que elas atinjam a eficiência, tendo as *benchmarks* como modelos a serem seguidos. Assim, uma unidade ineficiente pode alcançar a fronteira eficiente de duas formas: através da minimização das entradas (insumos), mantendo constantes as saídas (produtos), chamada de orientação a insumo; e, por meio da maximização das saídas (produtos), mantendo constantes as entradas (insumos), chamada de orientação a produto.

A AED é composta por dois modelos que são considerados clássicos: o modelo que admite retornos de escala constante – CCR, também conhecido como *Constant Return to Scale,* CRS, e modelo que admite retornos variáveis de escala – BCC, também conhecido como *Variable Return to Scale* - VRS. Ambos os modelos podem ser usados tanto com uma orientação a insumo como com uma orientação a produto.

O modelo CCR foi apresentado à comunidade científica com o trabalho publicado por Charnes, Cooper e Rhodes (1978), cujo objetivo foi analisar as eficiências dos programas escolares do Texas – USA. Enquanto o modelo BCC foi desenvolvido no trabalho de Banker, Charnes e Cooper (1984), que passou a admitir retornos variáveis de escala. É importante destacar que o modelo BCC é o mais adequado para aplicações onde os insumos e os produtos apresentam tamanhos variáveis.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Para "n" UTDs, que realizam tarefas semelhantes, utiliza-se "m" insumos para produzir "s" produtos, em um modelo BCC, com orientação a insumo, os pesos atribuídos aos insumos e aos produtos de uma UTD objeto, indicada por UTD_O, são determinados pela resolução da seguinte equação

$$\text{Max } E_{fO} = \sum_{i=1}^{s} U_i Y_{iO} + U_* \qquad \textbf{Equação (2)}$$

Em que:

$$\sum_{j=1}^{m} V_j X_{jO} = 1 \qquad \textbf{Equação (3)}$$

$$\sum_{i=1}^{s} U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^{m} V_j X_{jk} + U_* \leq 0;\ (k = 1, \dots, n) \qquad \textbf{Equação (4)}$$

$$U_i \geq 0\ (i = 1, \dots, s);\ V_j \geq 0\ (j = 1, \dots, m);\ U_* \in \mathbb{R} \qquad \textbf{Equação (5)}$$

onde: E_{fO} é a eficiência relativa da UTD_O; Y_{ik} e X_{ik} são as quantidades de produto observado i da unidade k e de insumo observado j da unidade k, respectivamente; U_i e V_j são os pesos dados ao produto i e ao insumo j, respectivamente; e, Y_{iO} e X_{jO} são as quantidades do produto i e do insumo j da unidade objeto, respectivamente.

Caso a variável U_* seja positiva, os rendimentos de escala serão não decrescente (RND), enquanto que, se esta variável for negativa tem-se rendimentos de escala não crescente (RNC). Vale salientar que a eficiência de uma UTD será alcançada pela redução dos insumos.

No modelo BCC, com uma orientação ao produto, se apresenta conforme a seguinte equação

$$\text{Min } h_O = \sum_{j=1}^{m} V_j X_{jO} + V_* \qquad \textbf{Equação (6)}$$

Em que:

$$\sum_{i=1}^{s} U_i Y_{iO} = 1 \qquad \textbf{Equação (7)}$$

$$\sum_{i=1}^{s} U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^{m} V_j X_{jk} + V_* \leq 0;\ (k = 1, \dots, n) \qquad \textbf{Equação (8)}$$

$$U_i \geq 0\ (i = 1, \dots, s);\ V_j \geq 0\ (j = 1, \dots, m);\ V_* \in \mathbb{R} \qquad \textbf{Equação (9)}$$

onde: $h_O = 1/E_{fO}$.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Caso a variável livre V* seja positiva, então, o modelo apresentará rendimentos de escala não crescente (RNC), enquanto que, se a variável livre for negativa, pode-se afirmar que o modelo apresenta rendimentos de escala não decrescente (RND).

É importante destacar que os modelos CCR e BCC são facilmente resolvidos por técnicas de programação linear padrão e conforme afirmam Zhu, Wu e Song (2018), as resoluções desses modelos são consideradas computacionalmente fáceis.

Conforme Silveira, Ângulo Meza e Soares de Mello (2012), o método da fronteira invertida, em AED, pode ser interpretado como uma avaliação pessimista das unidades produtivas, tendo o seu conceito introduzido por Yamada, Matui e Sugiyama (1994) e Entani, Maeda e Tanaka (2002). Posteriormente, o método foi adotado nos trabalhos de Lins, De Lyra Novaes e Legey (2005), Ângulo Meza et al (2005) e Soares de Mello *et al.* (2008).

Recentemente podem ser citados os seguintes trabalhos que adotaram a metodologia da fronteira invertida em análise envoltória de dados: Tavares e Ângulo Meza (2017), mediu a eficiência de cursos de graduação de uma instituição federal, Lima et al (2018), que analisou as ecoeficiências de assentamentos rurais, Fávero (2019), que analisou a eficiência de portos secos no Brasil, e Mendes, Teixeira e Ferreira (2021), analisou o desempenho dos gastos públicos na saúde em Minas Gerais.

Metodologia

Atualmente, o Estado do Ceará é composto por 12 bacias hidrográficas, a saber: Bacia Metropolitana, Bacia do Alto Jaguaribe, Bacia do Baixo Jaguaribe, Bacia do Médio Jaguaribe, Bacia do Acaraú, Bacia do Coreaú, Bacia do Banabuiú, Bacia do Curu, Bacia do Salgado, Bacia do Litoral, Bacia dos Sertões de Crateús e Bacia da Serra da Ibiapaba.

É importante destacar que até 2011 as bacias dos Sertões de Crateús e da Ibiapaba formavam a bacia do Parnaíba. Entretanto, os dados obtidos junto à COGERH à época para essas duas bacias ainda se encontravam juntos como bacia do Parnaíba. Dessa forma, a pesquisa considerou o Estado dividido em 11 (onze) bacias, a saber: Metropolitana, Salgado, Parnaíba, Curu, Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Coreaú, Litoral, Acaraú e Banabuiú.

Dessa forma, optou-se por considerar cada setor, entre os setores da indústria, do abastecimento e da irrigação, de cada bacia hidrográfica como uma unidade a ser avaliada. Assim, tem-se ao todo 33 (trinta e três) UTDs a serem avaliadas nesta pesquisa, conforme descritas no Quadro 1. Conforme o quadro percebe-se que cada coluna representa um dos setores de usuários de recursos hídricos analisados e cada linha representa a sua respectiva bacia hidrográfica.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Quadro 1. Unidades tomadoras de decisão.

UNIDADE TOMADORA DE DECISÃO – UTD		
Indústria	Abastecimento Público	Irrigação
UTD1 – Metropolitana	UTD2 – Metropolitana	UTD3 – Metropolitana
UTD4 – Curu	UTD5 – Curu	UTD6 – Curu
UTD7 – Alto Jaguaribe	UTD8 – Alto Jaguaribe	UTD9 – Alto Jaguaribe
UTD10 – Médio Jaguaribe	UTD11 – Médio Jaguaribe	UTD12 – Médio Jaguaribe
UTD13 – Baixo Jaguaribe	UTD14 – Baixo Jaguaribe	UTD15 – Baixo Jaguaribe
UTD16 – Salgado	UTD17 – Salgado	UTD18 – Salgado
UTD19 – Litoral	UTD20 – Litoral	UTD21 – Litoral
UTD22 – Acaraú	UTD23 – Acaraú	UTD24 – Acaraú
UTD25 – Coreaú	UTD26 – Coreaú	UTD27 – Coreaú
UTD28 - Parnaíba	UTD29 - Parnaíba	UTD30 – Parnaíba
UTD31 – Banabuiú	UTD32 – Banabuiú	UTD33 – Banabuiú

Fonte: Autoria própria.

Os dados desta pesquisa, obtidos junto aos órgãos ligados ao gerenciamento de recursos hídricos do Estado do Ceará, são referentes aos instrumentos da cobrança pela água bruta e da outorga pelo direito de uso da água, sendo usados para compor o conjunto de variáveis que avaliaram o desempenho relativo da cobrança nos setores de uso da indústria, do abastecimento público e da irrigação nas bacias cearenses.

Assim, pode-se afirmar que todas as variáveis, entre insumos e produtos, proposta nesta pesquisa tem relação direta ao instrumento de gestão das águas, especialmente os instrumentos da cobrança e da outorga pelo uso da água. Dessa forma, no Quadro 2 são descritas as variáveis propostas neste trabalho que serão usadas para determinar a eficiência relativa de cada UTD definida no Quadro 1.

Quadro 2. Insumos e produtos para avaliar as UTDs.

INSUMOS (dados de entrada)	
NTUC	Número total de usuários cadastrados
NUF	Número de usuários faturados
NUO	Número de usuários outorgados dentre os faturados
VTC	Volume total consumido ao ano, em m^3/ano
VTO	Volume total outorgado ao ano, em m^3/ano
DEHA	Demanda hídrica anual, m^3/ano
DIHA	Disponibilidade hídrica anual, m^3/ano
PRODUTOS (dados de saída)	
CFT	Cobrança faturada total durante o ano, em R$/ano
CAT	Cobrança arrecadada total durante o ano, em R$/ano

Fonte: Autoria própria.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Os valores dos fatores de avaliação propostos para cada UTD desta pesquisa foram obtidos junto à Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) e à Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará (SRH). O relatório de cobrança, fornecido pela COGERH, refere-se a 12 meses, com início em maio de 2012 e término em abril de 2013. Já os relatórios das outorgas que foram emitidas, tanto para águas subterrâneas quanto para águas superficiais, referem-se de janeiro de 2012 até o mês de abril de 2013.

As informações referentes às demandas hídricas das principais categorias de uso (indústria, abastecimento público e irrigação) e a disponibilidade hídrica por bacia hidrográfica foram obtidos na SRH.

As UTDs analisadas neste estudo apresentam dados com tamanhos variados, então, com tendencia a ter rendimentos de escalas variáveis. Assim, o método escolhido para aferir as eficiências será o modelo BCC, com uma orientação a produto.

Os modelos AED geralmente, proporcionam como resultado uma grande quantidade de UTDs eficientes. Mesmo assim, devido às propriedades matemáticas do modelo BCC, as unidades que apresentam o menor valor de um dos insumos ou o maior valor de um dos produtos são consideradas como eficientes, sendo apontadas como unidades falsamente eficientes.

Então, pode-se aplicar a metodologia da fronteira invertida de modo a identificar e eliminar as unidades eficientes que se apresentam com uma falsa eficiência. A fronteira invertida considera os produtos como insumos e os insumos como produto para cada unidade, e em seguida se resolve o modelo BCC da AED com uma orientação a insumo.

De acordo com Ângulo Meza *et al.* (2007), o método da fronteira invertida constrói um índice de eficiência composta, indicada por Ef_{Comp}, definido com a seguinte média aritmética dada por

$$\mathrm{Ef_{Comp}} = \frac{\mathrm{Ef_{Conv}} + (1 - \mathrm{Ef_{Inv}})}{2} \qquad \textbf{Equação (10)}$$

em que: Ef_{Conv} é a medida da eficiência em relação à fronteira AED convencional e Ef_{Inv} é o complemento da eficiência em relação à fronteira invertida.

Após o cálculo da eficiência composta por meio da equação (10), então, é feita a normalização desta eficiência, indicada por Ef_{Norm}, por meio da seguinte expressão

$$\mathrm{Ef_{Norm}} = \frac{\mathrm{Ef_{Comp}}}{\mathrm{Máx}(\mathrm{Ef_{Comp}})} \qquad \textbf{Equação (11)}$$

Em que: Máx(Ef_{Cmp}) é o valor maior valor de todas as medidas de eficiência composta de todas as UTDs.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Conforme Almeida, Mariano e Rebelatto (2007), para a perspectiva da fronteira invertida, a unidade mais eficiente será aquela que consegue produzir mais produtos consumindo poucos insumos, sem se destacar em nenhum especificamente.

A metodologia da fronteira invertida tem como objetivo excluir do grupo de UTDs, que foram classificadas inicialmente como eficientes pelos métodos convencionais de EAD, as unidades consideradas falsamente eficientes. O método também possibilita a ordenação das UTDs avaliadas de acordo com o valor da medida da eficiência composta normalizada

Resultados e discussão

Os dados utilizados nesta pesquisa são referentes ao ano de 2013 e foram obtidos junto à COGERH. É importante destacar que todos os cálculos de eficiência nesta pesquisa foram realizados com auxílio do Sistema Integrado de Apoio à Decisão – SIAD, que é uma ferramenta computacional descrita em Ângulo Meza *et al.* (2005).

Assim, o modelo AED-BCC com orientação a produto foi aplicado às 33 UTDs que representam o instrumento da cobrança pelo uso da água bruta na indústria, no abastecimento público e na irrigação de cada uma das onze bacias hidrográfica. Dessa forma, calculou-se a medida da eficiência relativa das 33 (trinta e três) UTDs.

Em seguida, foi aplicado o método da fronteira invertida como descrito na metodologia da pesquisa, para aprimorar a discriminação das UTDs analisadas, e assim, identificar a melhor unidade do conjunto.

Conforme os dados da Tabela 1, pode-se perceber que das 11 (onze) UTDs consideradas eficientes, ao todo 9 (nove) representam a cobrança pelo uso da água no setor industrial, a saber: UTD1 (Metropolitana), UTD7 (Alto Jaguaribe), UTD10 (Médio Jaguaribe), UTD13 (Baixo Jaguaribe), UTD19 (Litoral), UTD22 (Acaraú), UTD25 (Coreaú), UTD28 (Parnaíba), UTD31 (Banabuiú). Além dessas tem-se como unidades eficientes, a UTD2, que representa a cobrança do abastecimento público na bacia Metropolitana, e a UTD30, que representa a cobrança da irrigação na bacia do Parnaíba.

Em relação a medida da eficiência convencional das unidades analisadas, observa-se que as unidades mais eficientes representam o instrumento da cobrança pelo uso da água bruta nas bacias cearenses do setor da indústria. Conclui-se que em um contexto geral de todas as bacias do Estado, as UTDs que representam a cobrança pela água da indústria obtiveram melhores performances.

Agrupando as unidades de cada setor separadamente e calculando a média das medidas apresentadas na Tabela 1, pode-se apresentar a Tabela 2 com as medidas de eficiência média por cada setor usuário analisado na pesquisa.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Assim, pode-se afirmar que o instrumento da cobrança pela água do setor da indústria obteve a maior eficiência média, seguida pela cobrança do abastecimento público e por último a cobrança da irrigação. Um estudo mais detalhado pode revelar se existe alguma característica específica que justifique esse fato.

Observa-se, por meio da Tabela 3, que as unidades da indústria e do abastecimento obtiveram os maiores valores faturados (CFT) e arrecadados (CAT) com a cobrança pela água no período considerado, enquanto as unidades da irrigação apresentaram valores bem inferiores para essas variáveis.

Tabela 1. Medidas das eficiências.

UTD	Ef_{Conv}	Ef_{Inv}	Ef_{Comp}	Ef_{Norm}	Posição
UTD1	1.0000	1.0000	0.5000	0.5002	17ª
UTD2	1.0000	1.0000	0.5000	0.5002	17ª
UTD3	0.0771	0.2043	0.4364	0.4366	23ª
UTD4	0.7318	0.1768	0.7775	0.7778	6ª
UTD5	0.2549	0.0771	0.5889	0.5892	11ª
UTD6	0.0072	1.0000	0.0036	0.0036	30ª
UTD7	1.0000	0.9284	0.5358	0.5360	13ª
UTD8	0.3602	1.0000	0.1801	0.1802	26ª
UTD9	0.0071	1.0000	0.0035	0.0035	32ª
UTD10	1.0000	1.0000	0.5000	0.5002	17ª
UTD11	0.8679	1.0000	0.4340	0.4342	24ª
UTD12	0.3260	1.0000	0.1630	0.1631	27ª
UTD13	1.0000	0.4603	0.7699	0.7702	7ª
UTD14	0.2374	0.0942	0.5716	0.5719	12ª
UTD15	0.0476	0.9891	0.0292	0.0292	28ª
UTD16	0.4537	1.0000	0.2268	0.2269	25ª
UTD17	0.4936	0.2615	0.6160	0.6163	10ª
UTD18	0.0012	1.0000	0.0051	0.0051	29ª
UTD19	1.0000	0.0009	0.9995	1.0000	1ª
UTD20	0.7097	0.0519	0.8289	0.8293	5ª
UTD21	0.9978	1.0000	0.4989	0.4991	21ª
UTD22	1.0000	0.0528	0.9736	0.9740	2ª
UTD23	0.3057	0.2825	0.5116	0.5118	15ª
UTD24	0.0022	1.0000	0.0011	0.0011	33ª
UTD25	1.0000	0.0977	0.9611	0.9516	4ª
UTD26	0.1095	0.0880	0.5107	0.5110	16ª
UTD27	0.9611	1.0000	0.4806	0.4808	22ª
UTD28	1.0000	0.0544	0.9728	0.9732	3ª
UTD29	0.2931	0.0545	0.6193	0.6196	9ª
UTD30	1.0000	1.0000	0.5000	0.5002	17ª
UTD31	1.0000	0.9312	0.5344	0.5346	14ª
UTD32	0.4187	0.1619	0.6284	0.6287	8ª
UTD33	0.0072	1.0000	0.0036	0.0036	31ª

Fonte: Autoria própria.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Tabela 2. Medidas de eficiência média por setor usuário.

Setor usuário	Eficiência média
Indústria	0.9260
Abastecimento público	0.4592
Irrigação	0.3122

Fonte: Autoria própria.

Tabela 3. Dados dos fatores de cada unidade tomadora de decisão.

UTD	NTUC	NUF	NUO	VCT (m^3/ano)	VOT (m^3/ano)	DEHA (m^3/ano)	DIHA (m^3/ano)	CFT (R$/ano)	CAT (R$/ano)
UTD1	188	121	63	21,201,494.13	55,789,465.63	7.99	20.62	29,866,171.45	29,325,593.75
UTD2	103	42	29	281,970,523.29	168,885,538.17	7.48	20.62	28,223,806.33	27,712,955.44
UTD3	90	48	6	17,302,943.33	3,875,277.43	0.74	20.62	175,603.94	172,425.51
UTD4	40	40	7	156,165.73	17,395.90	0.23	11.82	67,395.03	46,799.11
UTD5	30	14	13	9,038,515.89	8,400,609.74	0.31	11.82	296,192.18	205,675.85
UTD6	159	25	11	22,654,909.29	20,837,779.08	2.63	11.82	44,633.69	30,993.63
UTD7	24	19	9	25,577.26	56,272.05	0.11	21.74	11,038.14	6,168.11
UTD8	77	21	20	15,021,544.23	66,858,257.97	0.35	21.74	492,255.98	275,072.64
UTD9	75	25	10	2,655,018.85	2,242,953.73	0.45	21.74	10,248.18	5,726.68
UTD10	28	26	0	640,746.23	0.00	0.05	31.88	276,520.40	172,825.25
UTD11	48	17	7	13,583,183.74	2,160,509.40	0.13	31.88	445,120.96	278,200.60
UTD12	107	73	4	149,909,007.51	9,281,166.47	4.90	31.88	889,856.13	556,160.08
UTD13	103	87	22	149,486.77	29,064.50	0.21	1.55	64,512.40	43,010.42
UTD14	38	7	6	5,226,680.00	7,878,171.11	0.23	1.55	171,278.31	114,191.25
UTD15	155	12	5	21,055,233.12	5,285,521.51	1.72	1.55	43,252.74	28,836.60
UTD16	76	60	46	583,954.33	1,153,575.20	0.15	6.44	252,011.30	172,753.75
UTD17	86	32	21	48,047,543.68	22,256,012.08	0.85	6.44	1,574,518.07	1,079,332.14
UTD18	213	12	4	8,932,232.08	2,642,256.49	2.53	6.44	16,618.23	11,391.80
UTD19	8	3	1	205,910.00	150,211.53	0.15	1.15	302,187.35	293,031.07
UTD20	22	6	3	6,545,175.87	2,369,032.50	0.20	1.15	214,485.37	207,986.46
UTD21	15	3	2	513,646.44	218,111.74	0.02	1.15	410.28	397.85
UTD22	58	53	9	681,287.10	919,434.50	0.06	12.39	294,611.26	248,092.14
UTD23	71	35	11	39,020,086.73	37,092,185.73	1.10	12.39	1,278,688.19	1,076,783.33
UTD24	19	10	2	934,976.11	477,057.71	6.21	12.39	1,095.52	922.54
UTD25	15	12	0	75,389.47	0.00	0.02	3.22	32,535.06	14,458.58
UTD26	15	6	5	4,283,941.04	3,459,543.00	0.50	3.22	140,384.72	62,386.97
UTD27	4	1	1	49,027.00	2,075,700.63	0.09	3.22	23.83	10.59
UTD28	14	13	1	89,622.00	96,177.50	0.01	6.94	38,677.26	37,961.73
UTD29	27	11	6	16,190,356.62	7,029,251.10	0.52	6.94	530,558.01	520,742.69
UTD30	61	26	8	9,567,450.32	5,202,867.89	0.00	6.94	16,582.35	16,275.58
UTD31	16	11	0	25,305.22	0.00	0.23	21.66	10,920.71	8,008.16
UTD32	89	13	12	15,052,458.03	13,410,396.71	0.32	21.66	493,269.09	361,714.22
UTD33	162	87	23	15,407,150.77	6,549,775.50	8.75	21.66	26,996.31	19,796.39

Fonte: Autoria própria.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Dessa forma, pode-se afirmar que, como o modelo AED-BCC aplicado para o cálculo das eficiências foi com uma orientação a produto, então, os valores das variáveis de produto CFT e CAT foram predominantes para a construção desse cenário de eficiência apresentada na Tabela 2.

Destaca-se o fato de que as tarifas cobradas pela água no setor industrial no Estado do Ceará são superiores as tarifas do abastecimento público e da irrigação. Assim, pode-se concluir que este fato é muito relevante pois os produtos (CFT e CAT) dependem direta ou indiretamente das tarifas cobradas nas bacias cearenses.

Um modelo AED-BCC sugere ainda metas a serem alcançadas nos fatores de cada UTD ineficiente, de modo que ela atinja um valor para a eficiência igual à unidade. É importante destacar que quanto menor o valor da medida de eficiência maiores serão os ajustes sugeridos para uma unidade ineficiente atingir a fronteira eficiente.

Basicamente, os ajustes em um modelo AED-BCC com orientação ao produto consistem em minimizar os insumos enquanto os produtos são maximizados. Muito importante ressaltar que a metodologia apenas sugere ajustes em cada variável de uma UTD ineficiente, porém não se pode afirmar que esses ajustes podem ser postos realmente em prática.

Em seguida, de modo a identificar, dentre as unidades consideradas eficientes, as UTDs que apresentam uma falsa eficiência aplicou-se a metodologia da fronteira invertida. Vale salientar que na metodologia da fronteira invertida, os insumos e produtos são invertidos, então se aplica o modelo AED-BCC com orientação a insumo.

Como visto, na Tabela 1 são apresentados os dados para determinar a eficiência composta normalizada, indicada por Ef_{Norm}, além da posição de cada UTD, conforme essa medida. Dessa forma, pode-se apresentar na Tabela 4 as 10 (dez) unidades mais eficientes conforme a eficiência normalizada. E que, dentre essas 10 (dez) unidades mais eficientes, destaca-se o fato de que 6 (seis) representam cobrança pela água bruta do setor da indústria e 4 (quatro) do setor do abastecimento público.

Pode-se ainda concluir, comparando as Tabelas 2 e 4, que das 10 (dez) UTDs mais bem posicionadas, com a medida da eficiência normalizada Ef_{Norm}, 5 (cinco) foram classificadas como eficientes (UTD19, UTD22, UTD28, UTD25 e UTD13) em relação à medida da a eficiência convencional Ef_{Conv}.

A UTD19, cobrança do setor da indústria da bacia do Litoral, conforme a medida de Ef_{NOrm}, que foi igual a unidade, é a unidade mais eficiente de todo o conjunto analisado, ocupando a 1ª posição do ranking. Vale destacar também as unidades UTD22, a cobrança do setor industrial da

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

bacia do Acaraú, e UTD28, a cobrança do setor industrial da bacia do Parnaíba, que ocupam a 2ª e a 3ª posições do ranking, respectivamente.

Tabela 4. As dez primeiras posições em relação a eficiência normalizada

Posição	UTD	Setor usuário	Bacia hidrográfica	Ef_{Norm}
1ª	UTD19	Indústria	Litoral	1.0000
2ª	UTD22	Indústria	Acaraú	0.9740
3ª	UTD28	Indústria	Parnaíba	0.9732
4ª	UTD25	Indústria	Coreaú	0.9518
5ª	UTD20	Abastecimento público	Litoral	0.8293
6ª	UTD4	Indústria	Curu	0.7778
7ª	UTD13	Indústria	Baixo Jaguaribe	0.7702
8ª	UTD32	Abastecimento público	Banabuiú	0.6287
9ª	UTD29	Abastecimento público	Parnaíba	0.6196
10ª	UTD17	Abastecimento público	Salgado	0.6163

Fonte: Autoria própria.

O método da fronteira invertida identifica que das 11 (onze) unidades classificadas inicialmente como eficientes, 10 (dez) apresentam uma falsa eficiência, passando a apresentar certo grau de ineficiência. Entretanto, 5 (cinco) delas mantêm uma medida de eficiência acima de 75%, enquanto as demais esta medida ficou abaixo dos 55%, como pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5. Posicionamento no ranking das UTDs classificadas como eficientes após a aplicação do método da fronteira invertida

Posição	UTD	Setor usuário	Bacia hidrográfica	Ef_{Norm}
1ª	UTD19	Indústria	Litoral	1.0000
2ª	UTD22	Indústria	Acaraú	0.9740
3ª	UTD28	Indústria	Parnaíba	0.9732
4ª	UTD25	Indústria	Coreaú	0.9518
7ª	UTD13	Indústria	Baixo Jaguaribe	0.7702
13ª	UTD7	Indústria	Alto Jaguaribe	0.5360
14ª	UTD31	Indústria	Banabuiú	0.5346
17ª	UTD1	Indústria	Metropolitana	0.5002
17ª	UTD2	Abastecimento público	Metropolitana	0.5002
17ª	UTD10	Indústria	Médio Jaguaribe	0.5002
17ª	UTD30	Irrigação	Parnaíba	0.5002

Fonte: Autoria própria.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

A unidade UTD7, cobrança do setor da indústria do Alto Jaguaribe passa a ocupar a 13ª posição com o método da fronteira invertida, enquanto as unidades UTD1, cobrança da indústria da Metropolitana, UTD2, cobrança do abastecimento público da Metropolitana, UTD10, cobrança da indústria do Médio Jaguaribe, e UTD30, cobrança da irrigação do Parnaíba, passam a ocupar juntas a 17ª posição.

É importante destacar que as unidades UTD1 e UTD2, que representam, respectivamente, a cobrança da indústria e do abastecimento público da bacia metropolitana se apresentaram eficientes, principalmente, devido ao fato de que elas apresentam os maiores valores para as variáveis de produto, CFT e CAT.

Estatisticamente, pode-se considerar que os dados obtidos para as variáveis de produto das unidades UTD1 e UTD2, quando comparados com os dados das demais unidades, são pontos fora da curva. Dessa forma, é provável que a retirada dessas duas unidades não altere de forma significativa o resultado geral obtido na pesquisa.

Por fim, pode-se observar que as unidades que representam o instrumento cobrança do setor da indústria ocupam as primeiras posições do ranking, enquanto as unidades que representam a cobrança do setor da irrigação ocupam as últimas posições.

Conclusões

As categorias de uso industrial, abastecimento público e irrigação da água das 11 bacias hidrográficas do Estado do Ceará foram definidas como UTDs analisadas. E, em cada UTD, foram identificados como insumos o total de usuários cadastrados, faturados, outorgados dentre os faturados, o volume total consumido e outorgado ao ano (em m^3/ano), a demanda hídrica anual, e ainda, a disponibilidade hídrica anual. Como variáveis de produtos, foram identificadas as cobranças faturada e arrecadada totais durante o ano, em R$/ano.

A aplicação de AED para a cobrança pela água atingiu o objetivo que era obter um diagnóstico de todas as bacias hidrográficas do Estado, enquanto o método da fronteira invertida ordenou todas as UTDs analisadas.

No geral o panorama encontrado nesta pesquisa também foi confirmado nos trabalhos de Rodrigues, Aquino e Thomaz (2015) e Rodrigues et. al (2017), ou seja, a unidades referentes à cobrança do setor industrial nas bacias hidrográficas do Estado do Ceará se mostraram com resultados melhores do que as demais, enquanto a irrigação obteve os piores resultados.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Pode-se afirmar que o instrumento de cobrança pela água é um instrumento de gerenciamento de recursos hídricos vital para garantir o equilíbrio entre a oferta e a demanda de água nas bacias hidrográficas. Dessa forma, a AED pode ser aplicada para auxiliar gestores na avaliação desse equilíbrio, de modo que se tenha o uso racional da água e que os usuários tenham assegurados o seu direito ao acesso a água.

Por fim, como a pesquisa utilizou dados referentes a um período de 12 meses a mesma apresenta limitações. Logo, para obter um diagnóstico mais amplo recomenda-se que sejam utilizados dados referentes a um período de tempo maior.

Referências bibliográficas

Almeida, M. R., Mariano, E. B., Rebelatto, D. A. N. (2007) Análise da eficiência dos aeroportos internacionais. *Revista Produção Online*, **7**, 1-17

Ângulo Meza, L., Biodini Neto, L., Soares de Mello, J. C. C. B., Gomes, E. G. Sistema ISYDS (2005) Integrated System for Decision Support (SIAD – Sistema Integrado de Apoio à Decisão): A software package for data envelopment analysis model, *Pesquisa Operacional*, **25**(3), 493-503. Acesso em 05 de janeiro de 2021, disponível em: https://www.scielo.br/pdf/pope/v25n3/27835.pdf

Ângulo Meza, L., Soares de Mello, J. C. C. B., Gomes, E. G., Fernandes, A. J. S. (2007) Selecção de variáveis em DEA aplicada a uma análise do mercado de energia eléctrica, *Investigação Operacional*, **27**, 21-36.

Banker, R. D., Charnes, A., Cooper, W. W. (1984) Some models for estimating technical and scale inefficiencies in data envelopment analysis. *Management Science*, **30**(9), 1078-1092.

Bayazid, Y., Umetsu, C., Hamasaki. H., Miyanishi, T. (2019) Measuring the efficiency of collective floodplain aquaculture of Bangladesh using Data Envelopment Analysis, *Aquaculture*, **503**, 537-549.

Brito, M. C. L. D. de A., Aguiar, J. C. de. (2019) A cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão de recursos hídricos, *Revista Direito Ambiental e Sociedade*, **9**(2), 61-90.

Charnes, A., Cooper, W. W., Rhodes, E. (1978). Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal of Operational Research*, **2**(6), 429-444.

Cherchye, L.; De Rock, B; Walheer, B. (2016) Multi-output profit efficiency and directional distance functions, *Omega*, **61**, 100-109.

Demajorovic, J., Caruso, C., Jacobi, P. R. (2015) Cobrança do uso da água e comportamento dos usuários na bacia hidrográfica do Piracicaba, Capivari e Jundiaí, *Revista de Administração Pública*, **49**(5).

Dotoli, M., Epicoco, N., Falagario, M., Sciancalepore, F. A (2015) cross-efficiency fuzzy data envelopment analysis technique for performance evaluation of decision making units under uncertainty, *Computers & Industrial Engineering*, **79**, 103-114.

Entani, T., Maeda, Y., Tanaka, H. (2002) Dual models of interval DEA and its extensions to interval data. European Journal of Operational Research, **136**, 32-45.

Fávero, P. B. (2019) Avaliação da eficiência dos portos secos brasileiros utilizando DEA. *Revista Produção & Engenharias*, **9**(1), 696-711.

Geng, Q., Ren. Q., Nolan, R. H., Wu, P.,Yu, Q. , (2019) Assessing China's agricultutal water use efficiency in a green-blue water perspective: A study based on data envelopment analysis. *Ecological Indicators*, **96**, 329-335.

Honglan, L., Ruyun, Y., Xiaona, Q. (2014) Productivity analysis and benchmark selection of X mining company by DEA, *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, **6**(4), 162-168.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78398
Vol. 15, No.1, 448-464
6 de abril de 2022

Lima, V. A. M. O., Souza, C. C. de; Reis Neto, J. F., Frainer, D. M. (2018) Análises das eficiências ambiental, econômica e social de assentamentos rurais em Mato Grosso do Sul (MS) através de Análise Envoltória de Dados (DEA). *Revista Ibero-Americana*, **9**(4), 41-55.

Lins, M. P. E., De Lyra Novaes, L. F., Legey, L. F. L. (2005) Real estate appraisal: A double perspective data envelopment analysis approach. *Annals of Operations Research*, **138**(1), 79 96.

Macedo, E. L., Jamil. G. L. (2019) Aplicação da Análise Envoltória de Dados para a avaliação de processos finalísticos de empresas de um mesmo segmento, *Brazilian Journal of Development*, **5**(4), 2692-2713.

Mendes, W. de A., Teixeira, K. M. D., Ferreira, M. A. M. (2021) Os investimentos em saúde pública: Uma avaliação do desempenho dos gastos públicos em Minas Gerais. *Enfoque: Reflexão Contábil,* **40**(1), 88-105.

Mirdehghan, S. M., Fukuyama, H. (2016) Pareto-Koopmans efficiency and network DEA, *Omega*, **61**, 78-88.

Ostrensky, V. P., Garcia, J. R. (2017) A cobrança pelo uso da água na região metropolitana de Curitiba: Uma análise dos impactos econômicos no setor industrial, *Revista FAE*, **(2)**2, 7-20.

Park, J., Yoo, S. K., Lee, J. S., Kim, J., Kim, J. J. (2015) Comparing the efficiency and productivity of construction firms in China, Japan and Korea using DEA and DEA based malmquist, *Journal of Asian Architectures and Building Engineering*, **14**(1), 57-64.

Pereira, E. R., Soares De Mello, J. C. C. B. (2015) Uso da suavização da fronteira na determinação de pesos únicos em modelos DEA CCR, *Production*, **25**(3), 585-597.

Pradhan, A. K., Kamble, A. A. (2015) Efficiency measurement and benchmarking: An application of data envelopment analysis to select multi brand retail firms in Índia, *Journal of Commerce & Management Thought*, **6**(2), 258-272.

Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. de. (2014) Análise comparativa entre a cobrança pelo uso da água bruta do Estado do Ceará com a cobrança aplicada no Estado de São Paulo, *Revista de Gestão de Águas da América Latina (REGA)*, **11**(2), 37-51.

Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. De, Thomaz, A. C. F. (2015) Análise por envoltória de dados utilizada para medir o desempenho relativo da cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas do estado do Ceará, *Revista de Gestão de Águas da América Latina (REGA)*, **12**(1), 15-29.

Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. De, Thomaz, A. C. F., PEREIRA, R. F. (2017) Multicriteria method in data envelopment analysis: An application to measure the performance of the instrument of charging for water in the State of Ceará basins, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, **22**(8).

Silveira, J. Q. da; Ângulo Meza, L., Soares de Mello, J. C. C. B. (2012) Identificação de benchmarks e anti-benchmarks para companhias aéreas usando modelo DEA e fronteira invertida. *Produção,* **22**(4), 788-795.

Soares de Mello, J. C. C. B., Gomes, E. G., Ângulo Meza, L., Leta, F. R. DEA advanced models for geometrie evaluation of used lathes. *Wseas Transactions on Systems*, 5, v. 7, 2008.

Song, C. X., Le, M. J., Zhang, F., He, Y. L., Tao, W. (2015) A data envelopment analysis for energy efficiency of coal-fired power units in China. Energy Conversion and Management, **102**, 121-130.

Tavares, R. S., Ângulo Meza, L. (2017) Uso da análise envoltória de dados para avaliação da eficiência em cursos de graduação: Um estudo de caso em uma Instituição de Ensino Superior brasileiro. *Revista Espacios*, **38(**20), 17-31.

Trevisan, M. L., Silveira, G. L. da, Cruz, J. C., Cruz, R. C. (2011) Sensibilidade de fatores para valoração do ambiente com o uso de avaliação multicritério e geoprocessamento digital, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, **16**(2), 39-48.

Wang, S., Zhou, L., Wang, H., Li, X. (2018) Water use efficiency and its influencing factors in China: Based on the Data Envelopment Analysis (DEA) – Tobit model, *Water*, **10**(7) 832-848.

Yamada, Y., Matui, T., Sugiyama, M. (1994) New analysis of efficiency based on DEA. *Journal of the Operations Research Society of Japan*, **37**, 158-67.

Zhu, Q., Wu, J., Song, M. (2018) Efficiency evaluation based on data envelopment analysis in the big data context, *Computers and Operations Research*, **98**, 291-300.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE INFORMAÇÃO WEB PARA QUANTIFICAÇÃO DA ARBORIZAÇÃO URBANA

* André Luis Gobbi Primo [1]
Marcelo Luis Murari [1]
Luciana Rezende Alves de Oliveira [1]

DEVELOPMENT OF A WEB INFORMATION SYSTEM FOR QUANTIFICATION OF URBAN ARBORIZATION

Recibido el 17 de febrero de 2021. Aceptado el 18 de agosto de 2021

Abstract

Urban green areas stand out in the ecosystem due to their ability to reduce temperature, improving thermal sensation, improving air quality, protecting the soil from erosion, improving the biodiversity of the environment. The objective of this work was the development of a software, called ARBOQuant - Web Information System for Urban Tree Delineation, with the purpose of providing tree census information, using the programming languages JAVA, HTML and CSS with the NetBeans framework and database of PostgreSQL data. The modeling of this software was performed using the UML modeling language. The software requires high definition images obtained at times when the sun provides good lighting in the region to carry out the processing correctly. Aiming to reduce the costs of obtaining images, this software can work with images obtained by means of drones equipped with high definition camera or satellites. ARBOQuant identifies the various shades of the green color of the RGB table and allows the user without in-depth computer skills to use it for a specific, direct and precise purpose. For the validation of the software, two methods were used, one in a controlled environment and the other using the city of Votuporanga/SP taken as a model for this case study. This software allows for the planning and control of afforestation, carried out significantly by providing reporting, robustness and storage of information. It helps municipalities to participate in environmental programs such as the Munício Verde Azul Program - PMVA in the state of São Paulo.

Keywords: arboreal census, software ARBOQuant, Green Blue Municipality Program – PMVA, urban afforestation, environment.

[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: andre.luis.gobbi.primo@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Resumo

As áreas verdes urbanas destacam-se no ecossistema devido sua capacidade de diminuição da temperatura melhorando a sensação térmica, melhora a qualidade do ar, protege o solo de erosões melhorando a biodiversidade do meio ambiente. O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de um software, chamado ARBOQuant - Sistema de Informação Web para Delineamento da Arborização Urbana, com a finalidade de conceder informações do censo arbóreo, utilizando as linguagens de programação JAVA, HTML e CSS com o framework NetBeans e banco de dados PostgreSQL. A modelagem desse software foi realizada utilizando a linguagem de modelagem UML. O software necessita de imagens de alta definição obtidas em horários que o sol propicie uma boa iluminação da região para a realização do processamento de forma correta. Visando diminuir os custos com a obtenção das imagens, este software consegue trabalhar com imagens obtidas por meio de drones equipados com câmera fotográfica de alta definição ou satélites. O ARBOQuant identifica os vários tons da cor verde da tabela RGB e permite que o usuário sem conhecimentos aprofundados em informática utilize-o para um fim específico, direto e preciso. Para a validação do software, foram utilizados dois métodos, um em ambiente controlado e outro utlizando a cidade de Votuporanga/SP tomada como modelo para este estudo de caso. Esse software permite o planejamento e controle da arborização, realizados de forma significativa ao proporcionar relatório, robustez e armazenamento das informações. Auxilia os munícipios a participarem de programas ambientáis como o Programa Munício Verde Azul - PMVA do estado de São Paulo.

Palavras chave: censo arbóreo, Software ARBOQuant, Programa Município Verde Azul – PMVA, arborização urbana, meio ambiente.

Introdução

O crescimento populacional acelerado no meio urbano aliado a transição migratória das zonas rurais para as cidades, sem qualquer tipo de gestão ambiental, excluiu a arborização adequada como necessidade para a qualidade de vida da população naquele momento histórico (Mayer, 2012).

O ambiente das cidades grandes está em regular crescimento, devido à vontade das pessoas em habitar essas áreas e pelo fato do homem não estar mais habituado a ficar longe das praticidades que o mundo urbano oferece. Em muitos sentidos, sendo os principais, moradia, locomoção, saúde e educação. No entanto, o aumento populacional das zonas urbanas, aliado à falta de planejamento adequado, têm provocado inúmeros problemas, principalmente no contexto social e ambiental (Martini, 2013).

De acordo com Ribeiro (2009) e Gonçalves *et al.* (2018), a arborização é de extrema importância para o meio urbano, por trazer inúmeros benefícios que aumentam a qualidade de vida das cidades, como também a saúde física e mental de sua população. Além disso, toda cidade deveria possuir planos, projetos e programas voltados à arborização, sabendo que não se trata apenas de plantio de árvores, mas importante elemento reestruturador do espaço urbano, pois aproxima as condições ambientais normais da relação com o meio urbano.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

A vegetação em áreas urbanas desempenha um importante papel para as pessoas que vivem nestes ambientes proporcionando benefícios, psicológicos como o alívio do estresse, socioeconômicos aumentando do valor da propriedade, redução da poluição do ar e melhora a qualidade do escoamento de águas pluviais (Donovan, 2010; Nesbitt *et al*. 2019; Roy *et al*., 2012; Tyrväinen, 2014; Zhong, 2019).

A visão ecológica das espécies para arborizar uma cidade é importante, pois possibilita proteger a identidade de cada região, cultivando as espécies locais, isso enfatiza que a arborização é um elemento imprescindível para qualidade de vida urbana e deve ser tratado com maior preocupação e planejamento, a partir de planos que valorizem os aspectos ecológicos de cada espécie (Kramer e Krupek, 2012).

Os principais proveitos que se pode tirar da arborização urbana estão relacionados a benefícios físicos e mentais (Cârlan *et al*., 2019; Paiva e Gonçalves, 2002; Sugiyama *et al*., 2018).Uma área verde dentro de um centro urbano propicia um ambiente com boa qualidade, pois poderá se tornar atrativo à população, que passará a frequentar estes espaços para a realização de atividades como caminhada, corrida, práticas desportivas, passeios, descanso e relaxamento; tão importantes na restauração da saúde física e mental (Londe e Mendes, 2014).

Para o desenvolvimento de planos de arborização que valorizem os aspectos paisagísticos e ecológicos faz-se necessário o conhecimento da flora urbana que traz benefícios diretos para os cidadãos (Kramer e Krupek, 2012).

Para Gonçalves (2015), é necessário fazer uma análise de forma quali-quantitativa do inventário da vegetação arbórea de uma cidade para determinar sua composição florística, conhecer seu estado e estimar alguns indicadores. Entre os índices mais comuns encontra-se o número de árvores por habitante, que permite estimar a quão arborizada é uma cidade.

Höfig e Silva (2010), cita nos seus estudos que segundo a UNESCO, o ideal em toda cidade é ter pelo menos duas árvores por habitante, situação que na maioria das cidades é muito contrária a realidade.

Com o crescimento das áreas urbanas e diminuição da vegetação nas respectivas áreas, levou ao crescimento de um fenômeno chamado ilha de calor urbano, podendo, segundo a literatura, variar de leve à extremo. Este fenômeno aumenta o consumo de energia com refrigeração e causa menor conforto térmico nos ambientes internos e externos localizados nestas áreas (Kolokotsa *et al*., 2009; Vidrih, 2013).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

A evolução dos sistema computacionais está proporcionando um melhor gerenciamento da arborização urbana, tendo em vista que é possível o desenvolvimento de sistemas que auxiliam no levantamento, processamento e armazenamentos das informações.

Para Stair e Reynolds (2002) e Santos *et al*. (2017), um sistema de informação pode ser definido de diferentes maneiras, formando um tipo de sistema especial. É considerado um conjunto de módulos que inter-relacionados coletam (entrada), manipulam (processamento) e demonstram (saída) os dados e a informação fornecendo um mecanismo de feedback atendendo assim um objetivo.

Os softwares de geoprocessamento como Spring, ArcGis e SISARB, vem nos dias atuais ganhando adéptos a sua utilização. Os dois primeiros trabalham com imagens georeferenciadas e exigem um determinado de grau de conhecimento do profissional que irá operá-lo para realizar o processamento de uma imagem extraindo da mesma um índice de vegetação arbórea para fins de planejamento urbano. O último trabalha com imagens planas sem georeferenciamento no formato *Joint Photographics Experts Group* (JPEG) e *Portable Network Graphics* (PNG), onde o custo da imagem é menor.

Segundo INPE (2017), o Spring é um Sistema de Informações Geográficas (SIG), um banco de dados geográfico de 2º 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.

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 (Trocado, 2013).

Já o SISARB, segundo Murari (2019), foi desenvolvido especificamente para processamento de imagens de alta definição sem georreferenciamento obtidas por meio de satélites. O sistema é capaz de reconhecer em uma imagem os diversos tons de verde e realizar a contagem destes pontos encontrados dando assim ao final um cálculo da porcentagem de área verde encontrada na imagem analisada.

Portanto, esse trabalho teve como objetivo a elaboração de um software desenvolvido na plataforma Web com a finalidade de fornecer informações pertinentes sobre o censo arbóreo em escalas municipais. Esse software permite que o usuário sem conhecimento específico em informática e em qualquer lugar utilize-o para um fim específico, direto e preciso de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

processamento de imagens obtidas por meio de um drone com a intenção de obter o percentual de vegetação contida na imagem analisada, podendo ainda contar com impressão de relatórios, segurança das informações, robustez de disponibilidade e capacidade de armazenamento das informações em um servidor remoto. Essa facilidade de utilização e a aplicabilidade específica da mesma a diferenciam de outros softwares disponíveis na área de Geoprocessamento, tornando-a 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 web para a identificação e quantificação de áreas verdes urbanas

Para o desenvolvimento do software foram analisados os seus requisitos, onde o mesmo deveria possibilitar o controle de usuários por meio de senha de acesso, permitindo que esses usuários enviassem imagens obtidas com drones ou satélites de locais com vegetação arbórea urbana para a plataforma. O objetivo principal é realizar o processamento destas imagens verificando assim a quantidade de áreas verdes existentes nelas. No momento do processamento da imagem o usuário poderá selecionar a porcentagem de área verde que gostaria de encontrar na imagem analisada, no entanto esse item servirá somente para fins de cálculos para mostrar os resultados obtidos ao final.

Ao identificar as áreas verdes na imagem o software irá colorir a região encontrada em uma cor diferente da cor original (verde) facilitando assim a identificação visual pelo usuário das áreas encontradas. O usuário também deve ter a funcionalidade de excluir seus processamentos, no entanto não será permitido a modificação de um processamento já realizado. Deve ser mostrado também a porcentagem de área verde encontrada, a porcentagem de área verde faltante e a porcentagem de área que se pretendia ter na imagem analisada. Ao final o usuário poderá emitir relatório de tudo o que foi analisado.

No desenvolvimento foi utilizada a linguagem Java para a implementação das classes de manipulação das informações e também para tornar o sítio dinâmico juntamente com a Linguagem HTML, esta por sua vez foi utilizada no desenvolvimento do layout do sítio e será responsável por fazer a interação com o usuário. Para aumentar a segurança do sistema foi utilizado a metodologia de programação Model-View-Controller (MVC) e também o uso de criptografia do tipo MD5 nas senhas dos usuários. Para armazenar as informações necessárias para o funcionamento do sistema, bem como o processamento das imagens foi utilizado o

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Sistema Gerenciador de Banco de Dados PostgreSql. O framework NetBeans, foi utilizado com o intuito de melhorar o ritmo de desenvolvimento e gerenciamento dos arquivos envolvidos. Na fase de análise de requisitos e funcionalidades do mesmo, trabalhou-se seguindo as regras da engenharia de software. Para aprimorar o desenvolvimento do software foram desenvolvidos os digramas de classe e caso de uso utilizando a linguagem de modelagem UML.

Validação do Software web para a identificação e quantificação de áreas verdes urbanas por meio do ambiente controlado

A validação do software nesta etapa deu-se por meio de um ambiente controlado, onde foi criado uma imagem abstrata de 19 centímetros de largura por 27 centímetros de comprimento, portanto sabe-se exatamente a área da imagem. Dentro desta imagem foram colocadas algumas figuras geométricas nas cores que caracterizam a vegetação arbórea que o software está programado para reconhecer. Essas figuras geométricas também possuem suas áreas de tamanho controlado. Assim é possível verificar se o software está realizando os seus cálculos de forma correta, validando assim a veracidade dos resultados obtidos pelo processamento.

Validação do Software web para a identificação e quantificação de áreas verdes urbanas por meio de imagens de alta definição

A validação do software nesta etapa deu-se por meio da utilização das imagens de alta resolução (12 megapixel) obtidas por meio do drone da cidade de Votuporanga-SP, disponibilizada pela SAEV e pela Secretaria do Planejamento do Município quantificando o índice de áreas verdes de cada imagem dimensionada.

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 (mínimo de 12 megapixel), por via do drone, da cidade. Posteriormente, essa solicitação foi encaminhada ao Setor de Meio Ambiente, responsável pela disponibilização da mesma.

As imagens foram fotografadas em um dia ensolarado no horário em que o sol estivesse em sua altura máxima em relação a região que seria fotografada. O drone foi posicionado a uma altura de 300 metros da superfície.

O modelo do drone utilizado foi um quadricóptero com 2 sensores de voo do tipo IMU, 5 sensores englobando as laterais, a frente e a parte traseira e Gimbal de 3-axis. O drone está equipado com rádio controle de alcance de 7 km, com frequências de 2,4 e 5,8 GHZ; A câmera acoplada ao drone possui obturador mecânico de 20 MP com ISO de 100-3200 para vídeo e foto na forma automática e ISO de 100-6400 para vídeo e foto na forma manual. Possui a capacidade para gerar arquivos no formato JPEG,

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

DNG, MPG/MOV, para sobrevoar a região que seria fotografada na altura estipulada foi necessário solicitar autorização para a Agência Nacional de Aviação Civil – ANAC estipulando a região, altura e horário em que o drone estaria sobrevoando, evitando assim problemas com aeronaves que estariam passando pelo espaço aéreo da cidade naquele momento.

De posse da imagem da cidade tomada como modelo para este estudo de caso, o responsável do setor da SAEV, identificou, por meio de um trabalho topográfico realizado pela prefeitura, a demarcação por linhas separando as regiões das imagens em quatro quadrantes e para cada quadrante foram separados os bairros. Para a separação dos quadrantes foi utilizando o software AutoCad.

Resultados e discussão

Desenvolvimento de um software web para a identificação e 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.

Após a análise dos requisitos do sistema foi possível verificar que o mesmo possuirá dois atores sendo um o "Usuário" que irá utilizar o sistema para realizar o processamento da imagem e emitir relatórios, o outro sendo o "Administrador" responsável por cadastrar o "Usuário" no sistema, realizar auditorias de acesso dos outros usuários e cadastro do e-mail que será utilizado pelo sistema para enviar o link para recuperação de senha dos usuários caso este solicite. A Figura 1 representa os atores.

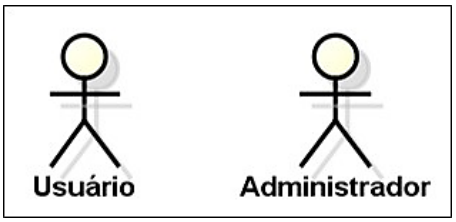


Figura 1. Definição dos atores para o Sistema - ARBOQuant para o delineamento das áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Após a definição dos atores faz-se necessário elaborar o diagrama de casos de uso. Este apresenta os casos de uso do sistema; cada caso de uso é apresentado com os seus diagramas (classes e sequências) e com a descrição textual do seu comportamento. Ele é utilizado para demonstrar o comportamento externo do sistema na visão do usuário, evidenciando as funções que o usuário poderá utilizar (Guedes, 2005).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Para atender as necessidades do usuário foram criadas algumas funcionalidades no software que são representadas pelos Casos de Uso que podem ser observados no Diagrama de Casos de Uso ilustrado na Figura 2.

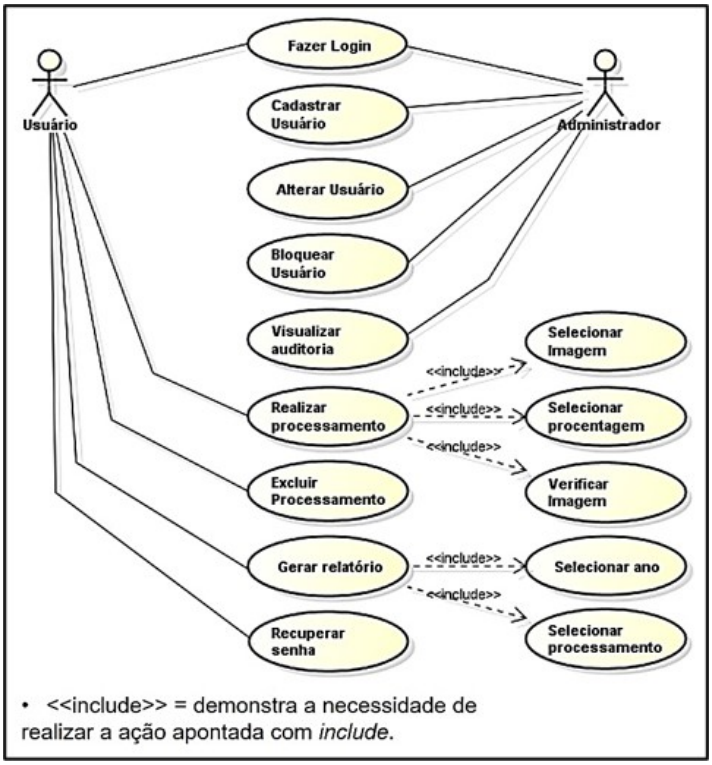


Figura 2. Diagrama de casos de uso do para o Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Ainda na modelagem do sistema a construção do diagrama de classe onde é possível visualizar as interações entre as entidades que compõe o sistema no intuito de dar integridade das informações manipuladas e armazenadas pelo mesmo.

Como é observado no diagrama de classe (Figura 3), as entidades são representadas por um retângulo dividido em três partes, onde na parte superior se tem o nome da entidade sempre iniciada com letra maiúscula, na parte do meio se tem os atributos que são as informações que serão armazenadas por essa entidade e quais os tipos de informações (números, datas, horas, textos, etc) que os mesmos irão armazenar, e na parte inferior estão as principais funcionalidades (métodos). Entre as entidades existe uma ligação mostrando a relação entre elas, pode-se observar que a entidade “Usuario” está ligada com a entidade “Auditoria” isso se deve pois é

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

necessário armazenar informações das ações realizadas dentro do sistema pelo “Usuario”, esta mesma entidade também está ligada com a entidade “Processamento”, isso se deve mediante a necessidade de armazenar todos os processamentos do “Usuario” para futuramente gerar os relatórios necessários. A entidade “Email” não está liga com nenhuma outra, pois a mesma é uma configuração do sistema que irá armazenar o e-mail de administração que será responsável por enviar as mensagens de recuperação senha para o e-mail do “Usuario” quando o mesmo solicitar a recuperação de senha. As ligações entre as entidades apresentam um número nas duas extremidades, estes números são chamados de cardinalidades. Levando em consideração a ligação entre as entidades “Usuário” e “Processamento” nota-se que um (1) usuário pode possuir nenhum ou vários (0..*) processamento.

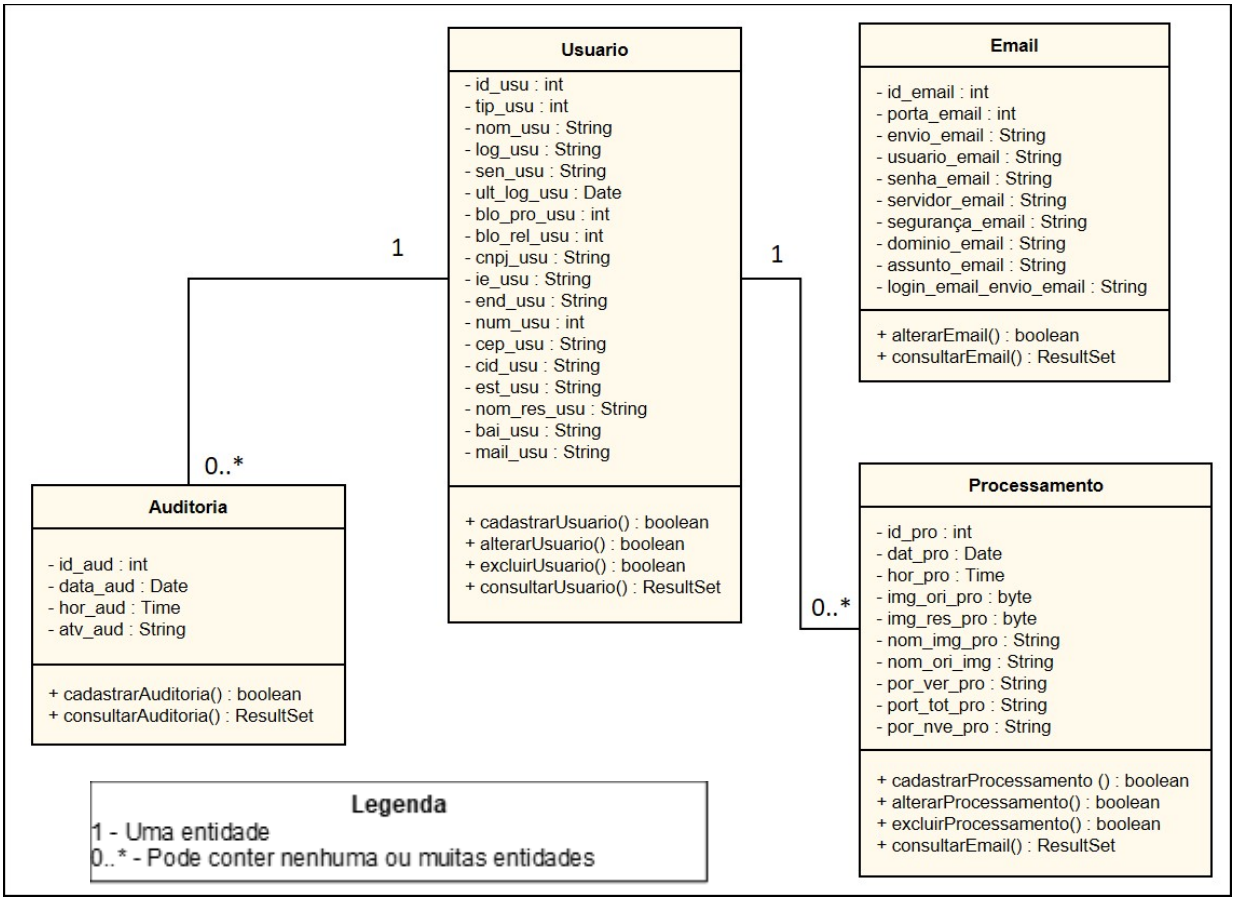


Figura 3. Diagrama de classe do para o Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Para atender as necessidades do usuário em realizar o processamento de áreas verdes urbanas por meio de imagens de alta definição obtidas por um drone ou satélite, foi necessário implementar uma rotina que reconhecesse na imagem que estaria sendo analisada os diversos tons da cor verde, para tanto adotou-se trabalhar com a tabela de cores RGB (Red, Green, Blue) ilustrada pela Figura 4. Nesta tabela as corres são representas por três conjuntos de números que varia de 0 a 255. A variação desses números forma qualquer cor que um sistema computacional consegue reconhecer. A Figura 4, ilustra a tabela RGB representando as 18 cores verdes e seus códigos presentes na vegetação e que podem ser identificados pelo sistema.

A tabela RGB possui outras cores de tons verde, no entanto essas não estão presentes na vegetação, não sendo assim reconhecidas pelo algoritmo, proporcionando uma maior fidelidade no processamento das imagens.

1	(0,250,154)	10	(34,139,34)
2	(0,255,127)	11	(50,205,50)
3	(152,251,152)	12	(0,255,0)
4	(144,238,144)	13	(124,252,0)
5	(143,188,143)	14	(127,255,0)
6	(60,179,113)	15	(173,255,47)
7	(46,139,87)	16	(154,205,50)
8	(0,100,0)	17	(107,142,35)
9	(0,128,0)	18	(85,107,47)

Figura 4: Tabela de cores RGB reconhecida pelo Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Apresentação do Sistema de Informação Web para Delineamento da Arborização Urbana - ARBOQuant

A página inicial do software desenvolvido é apresentada na Figura 5. Observa-se na figura, a página inicial do sistema, para ter acesso ao sistema, deve-se clicar no link “Login” (seta 1). Após essa etapa o usuário do sistema será direcionado para a próxima página, conforme ilustrado na Figura 6.

Na Figura 6, apresenta-se a página de login do sistema, o usuário deve informar o seu “Login” de acesso (seta 1) e depois a sua “Senha” de acesso (seta 2), após isso o mesmo deve clicar no botão “Entrar” (seta 3). Após essa etapa e com o “Login” e “Senha” de acesso corretos e se o usuário for o administrador do sistema, a página ilustrado pela Figura 7 será aberta, no entanto, se o usuário for comum a página da Figura 8 será aberta.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022



Figura 5. Página inicial do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

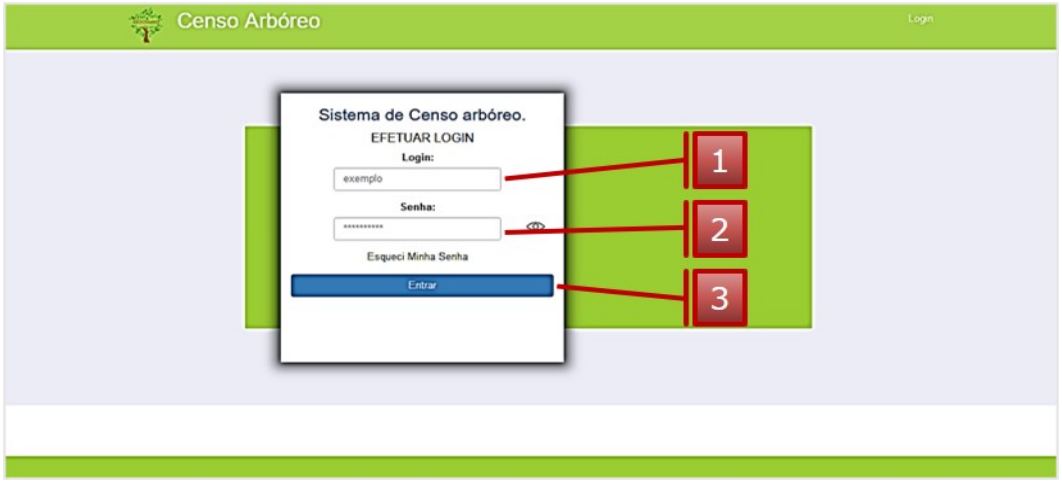


Figura 6: Página de login do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Na Figura 7, é apresentada a página principal do usuário Administrador onde consta todas as funcionalidades destinadas a ele, nesta página é possível o mesmo cadastrar, e alterar usuários clicando no link “Usuários” (seta 1), é possível visualizar auditorias do sistema clicando no link “Auditorias” (seta 2), a auditoria são todos os registros das atividades realizadas pelos usuários dentro do sistema. O administrador também pode cadastrar as informações do e-mail clicando no link “E-mail” (seta 3), este e-mail será utilizado pelo sistema para enviar um link para o usuário comum ter a possibilidade de alterar a sua senha caso o mesmo solicite. No link “Sair” (seta 4) o Administrador fecha o sistema voltando para a página de “Login”.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

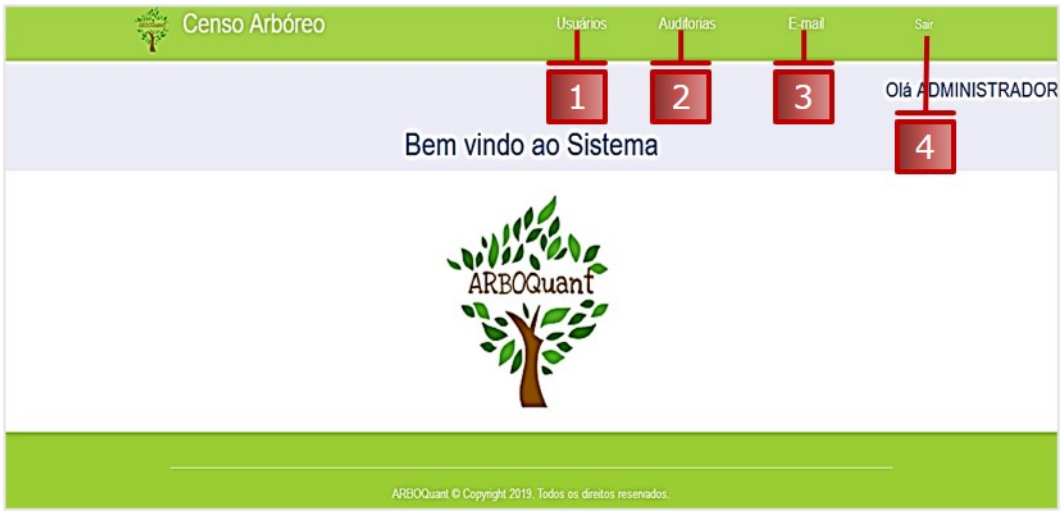


Figura 7. Página de principal do Administrador do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

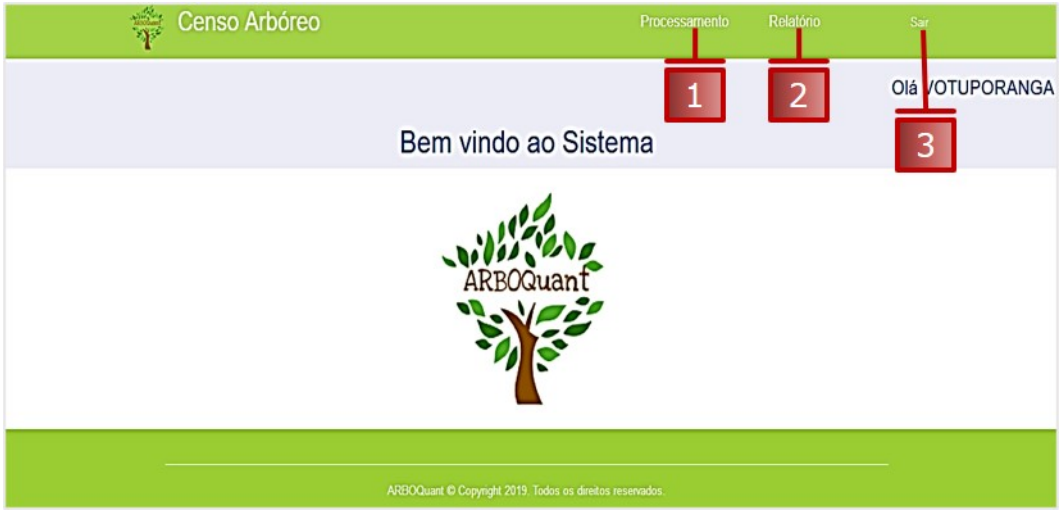


Figura 8. Página de principal do Usuário do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Na Figura 8, é apresentada a página principal do usuário comum do sistema, nesta página é possível o mesmo realizar o processamento de uma imagem clicando no link “Processamento” (seta 1), é possível gerar relatórios dos processamentos realizados clicando no link “Relatório” (seta 2). No link “Sair” (seta 3) o usuário fecha o sistema voltando para a página de “Login”. Ao usuário clicar no link “Processamento” a página ilustrada pela Figura 9 será aberta.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

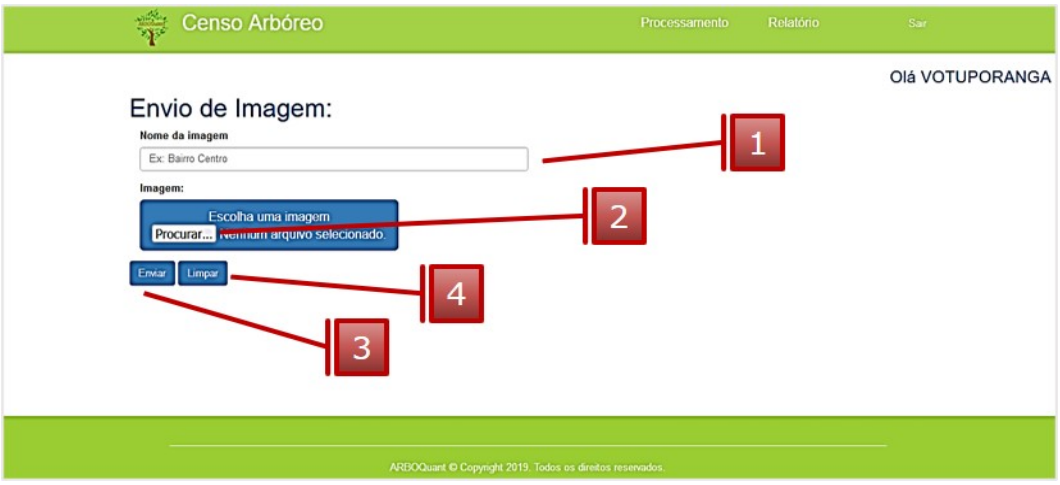


Figura 9. Página de processmento de imagens (passo 1) do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Observa-se na Figura 9, o primeiro passo para realizar o processamento de uma imagem. Para começar o processamento o usuário deve digitar o nome da imagem no campo “Nome da imagem” (seta 1), depois é necessário selecionar a imagem dentro do computador clicando no botão “Procurar...” (seta 2), após é necessário clicar no botão “Enviar” (seta 3), neste momento o usuário será direcionado para a página ilustrada na Figura 10. O usuário pode também limpar todos os dados digitados clicando no botão “Limpar” (seta 4).

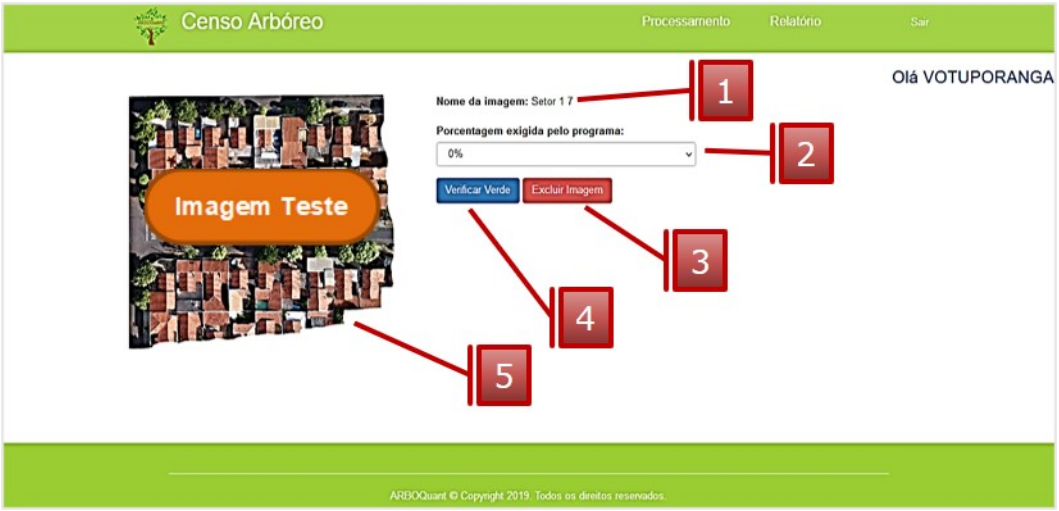


Figura 10. Página de processmento de imagens (passo 2) do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

A Figura 10, representa o segundo passo para realizar um processamento, observa-se a imagem que foi enviada pelo usuário (seta 5) e o nome da imagem (seta 1). O usuário deve selecionar a porcentagem de área verde que o sistema pretende encontrar (seta 2). Essa porcentagem possui uma variação de 0 a 100%, com intervalos entre eles de 10%. Após essa etapa o usuário deve selecionar a opção de verificar verde clicando no botão "Verificar Verde" (seta 4), após essa etapa o sistema abrirá a página ilustrada na Figura 11. O usuário pode ainda excluir a imagem enviada clicando no botão "Excluir Imagem" (seta 3).

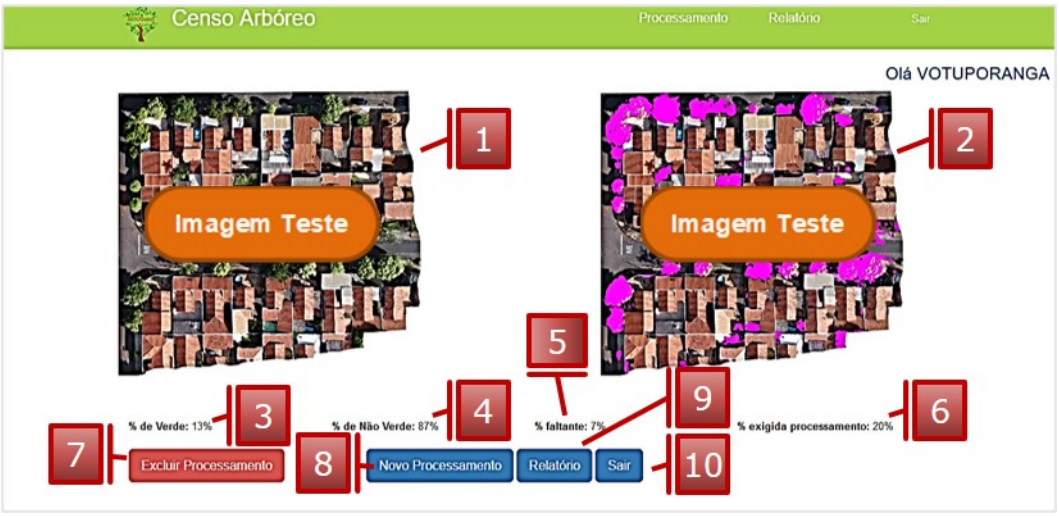


Figura 11. Página de processmento de imagens (passo 3) do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Na Figura 11, observa-se o terceiro passo no processamento da imagem, onde o software processará a imagem e encontrará a porcentagem de áreas verdes; a porcentagem de áreas verdes faltante e a porcentagem de área restante, nesta página é apresentado a imagem original (seta 1), a imagem processada (seta 2) onde os pontos de vegetação são coloridos na cor rosa para facilitar a visualização do usuário. São apresentados também a porcentagem de verde encontrado na imagem (seta 3), a porcentagem de área não verde na imagem (seta 4), a porcentagem de verde que falta para atingir o que se pretendia (seta 5) e a porcentagem de verde que gostaria de ter encontrado na imagem (seta 6). O usuário também pode excluir o processamento da imagem clicando no botão "Excluir Processamento" (seta 7), pode realizar um novo processamento clicando no botão "Novo Processamento" (seta 8), pode ir para a página de relatório clicando no botão "Relatório" (seta 9) e pode sair da página de processamento clicando no botão "Sair" (seta 10).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Uma outra funcionalidade do sistema disponível para o usuário é a emissão de relatórios. A Figura 12, ilustra a página com esta funcionalidade que pode ser acessada clicando no link “Relatório” da página principal do usuário. Na Figura 12, o usuário pode consultar os processamentos por ele realizados, para isso é necessário selecionar o ano que se deseja listar os processamentos na caixa de seleção “Ano de Processamento” (seta 1), após essa etapa o usuário deve clicar no botão “Pesquisar” (seta 2), os processamentos referente ao ano selecionado serão listados na tabela baixo (seta 3) podendo ser melhor visualizado na Figura 13. O botão “Fazer Relatório” (seta 4) só será habilitado quando pelo menos um processamento for listado.

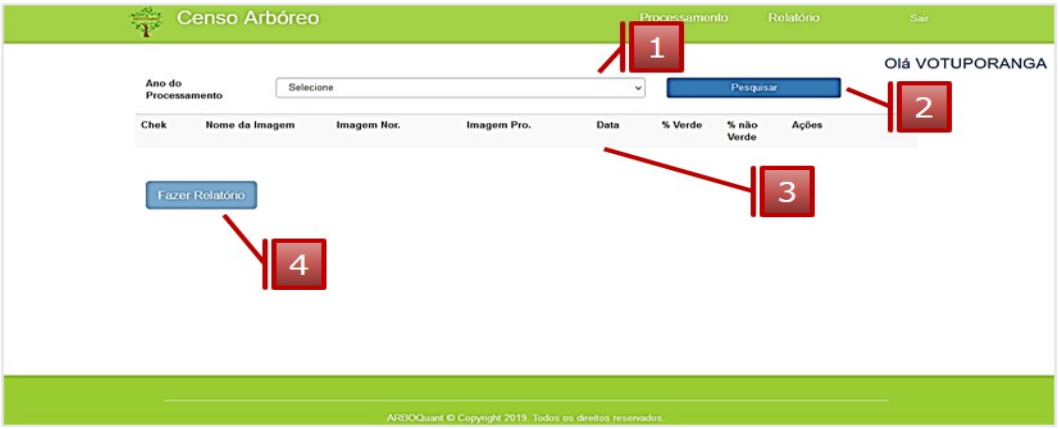


Figura 12. Página de listar processmentos realizados do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

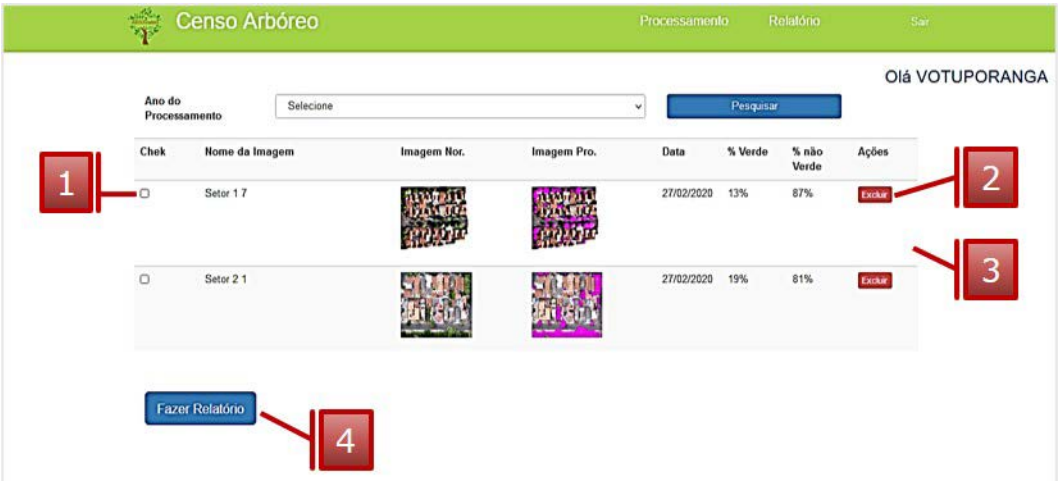


Figura 13. Página com listagem dos processmentos realizados do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

A Figura 13, ilustra a página com a listagem dos processamentos realizados pelo usuário em um determinado ano (seta 3). Nessa listagem é possível fazer a exclusão do processamento clicando no botão "Excluir" (seta 2). Para gerar o relatório dos processamentos o usuário deve clicar da caixa de seleção (seta 1) marcando quais processamentos devem compor o relatório que será gerado. Após selecionar os processamentos, o mesmo deve clicar no botão "Fazer Relatório" (seta 4), o relatório será apresentado para download no formato PDF (Portable Document Format), após aberto o mesmo pode ser observado na Figura 14.



Figura 14. Página com listagem dos processmentos realizados do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Validação do Software web para a identificação e quantificação de áreas verdes urbanas (ARBOQuant) por meio do ambiente controlado

A validação do sistema por meio de um ambiente controlado se deu pela criação de uma imagem contendo cores aleatórias e também faixas da escala de verde em que o software deveria reconhecer como sendo vegetação.

A Figura 15 ilustra esse ambiente controlado, podendo-se observar que a mesma possui um tamanho de 19x27 cm possuindo assim uma área total no valor de 513 cm^2. Dentro desta imagem foram colocadas algumas formas geométricas também com a sua área conhecida, podendo assim, ao serem reconhecidas pelo sistema proporcionar a verificação do cálculo de reconhecimento. Dentre as formas geométricas colocadas na Figura 15, foi colocado uma

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

forma geométrica para cada cor da Tabela RGB ilustrado na Figura 4, sendo estas representadas pelos retângulo de 1 a 9 e pelos triângulos de 10 a 18. A área destas formas geométricas somadas é de 66 cm^2.

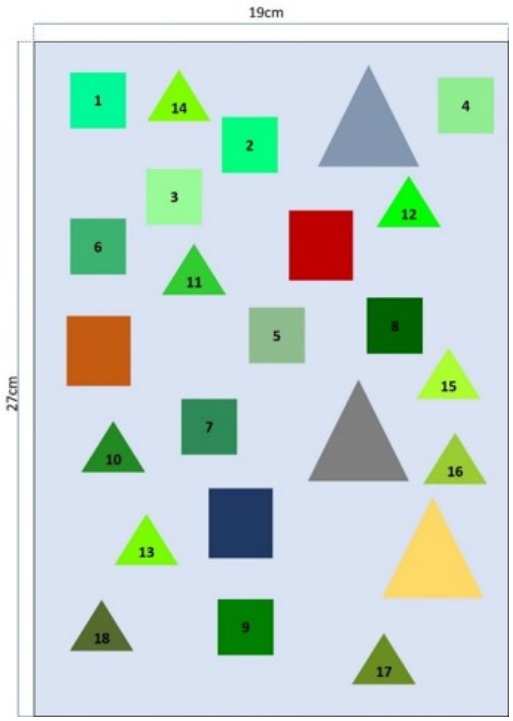


Figura 15. Imagem do ambiente controlado para validação do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

A Figura 15 foi submetida ao processamento do sistema passando pelos passos 1 e 2 da fase de processamento. O resultado do mesmo pode ser observado no passo 3 ilustrado pela Figura 16.

Com relação aos 13% de área verde encontrada, o mesmo corresponde a uma área de 66 cm^2 da imagem analisada, que possui uma área total de 513 cm^2, como pode ser observado na Figura 15.

Ao analisar a imagem do ambiente controlado, o sistema reconheceu as formas geométricas que possuíam a cor verde de acordo com a escala RGB de cores utilizada como referência neste projeto, realizando os cálculos de forma correta de acordo com o esperado.

Desta forma é possível verificar que o sistema está reconhecendo e calculando de forma correta as áreas verdes encontras nas imagens enviadas, processadas e analisadas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022



Figura 16. Imagem do ambiente controlado no passo 3 do processamento para validação do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Validação do Software web para a identificação e quantificação de áreas verdes urbanas (ARBOQuant) por meio de imagens de alta definição

Para a realização da validação do Sistema ARBOQuant foi realizada utilizando-se como cidade modelo, o município de Votuporanga-SP. Para isso, utilizou-se algumas imagens de alta definição cedidas pela Superintendência de Água e Esgoto de Votuporanga – SAEV obtidas por meio de um drone.

O município de Votuporanga ilustrado na Figura 17, localiza-se no Noroeste do Estado de São Paulo, nas coordenadas geográficas: latitude 20° 25’ 02” e longitude 49° 58’ 22”. A cidade dista 520km da Capital – São Paulo, e 82km de São José do Rio Preto, importante polo emergente no interior paulista e cidade-sede da Região Administrativa de São José do Rio Preto (Votuporanga, 2014).

O município possui uma população estimada em 84692 habitantes, em um território com 420.703 Km² (Ibge, 2020). Votuporanga possui mais de 300 mil árvores e 100 reservas ecológicas, espaços de áreas verdes e APP’s (nascentes e córregos). O clima de Votuporanga é tropical com inverno seco com temperatura média compensada anual em torno dos 24°C, tendo a média das máximas de 30°C e das mínimas 19°C (Votuporanga, 2014).

Para a demonstração do processamento das imagens, foi cedida pela SAEV imagens de diferentes pontos da cidade, sendo que aqui será demonstrado a validação utilizando a imagem da região nordeste ilustrado pela Figura 18.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022



Figura 17. Imagem de satélite da cidade de Votuporanga-SP. (Google Earth, 2020).



Figura 18. Imagem da região nordeste da cidade de Votuporanga-SP. (SAEV, 2019).

A Figura 18 foi submetida ao processamento do sistema passando pelos passos 1 e 2 da fase de processamento. O resultado do mesmo pode ser observado no passo 3 ilustrado pela Figura 19.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022



Figura 19. Imagem da região nordeste no passo 3 do processamento para validação do Sistema - ARBOQuant para o delineamento de áreas verdes urbanas. (Autor, 2021).

Na Figura 19, observa-se a imagem original (seta 1), a imagem processada (seta 2) onde a vegetação na cor verde foi identificada pelo sistema e coloridas na cor rosa para melhorar a visualização por parte do usuário. Na seta 3 observa-se a porcentagem de área verde que foi encontrada na imagem sendo 19%. Na seta 4 é mostrado a porcentagem de área não verde sendo de 81%. Na seta 5 é mostrado a porcentagem de área verde que falta para atingir a porcentagem exigida pelo sistema que pode observado na seta 6 e que foi anteriormente selecionado no passso 2 do processamento da imagem.

Segundo o censo realizado pela SAEV de forma manual em 2018, nessa mesma área testada pelo ARBOQuant, obteve-se somente 18% de área verde, porém, a contabilidade feita pelo software com na mesma área mostrou um valor igual a 19%. Como em todas as áreas da cidade esse censo é realizado pela SAEV foi por meio de agentes percorrendo as ruas e contando as áreas verdes existentes nas mesmas e também medindo o diâmetro da copa das árvores por meio da projeção de suas sombras, no entanto esse censo realizado de forma manual não contabiliza as áreas verdes no interior dos imóveis.

Dessa forma, pode-se concluir que o sistema encontrou 19% de área verde comparado a 18% aferido pela SAEV sendo esse aumento justificado também pela inclusão das áreas verdes do interior dos imóveis.

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

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

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

Com o presente trabalho foi desenvolvido um software para a plataforma Web com o intuito de auxiliar os gestores ambientais na realização do censo arbóreo em escala municipal urbana. No seu desenvolvimento foram utilizadas as linguagens de programação Java, HTML e CSS, além do banco de dados PostgreSQL, proporcionando um grande desempenho no processamento, com a possibilidade de armazenar as informações do usuário e dos processamentos realizados, possibilitando assim, emitir relatório em formato PDF das imagens processadas pelo usuário.

O fato de o sistema estar na plataforma Web sendo assim hospedado em um servidor de grande porte, proporcionou um aumento na robustez e na segurança do mesmo. Além do mais, os usuários não precisam instalar o sistema em seus computadores, basta somente solicitar acesso ao mesmo por meio do administrador, onde será fornecido um usuário e uma senha de acesso.

O software desenvolvido foi nomeado de ARBOQuant, e para o correto funcionamento é necessário que as imagens sejam planas preferencialmente fotografadas em horário de sol cheio, evitando sombras que comprometam a qualidade. As extensões de arquivo suportadas são JPEG ou TIFF. O software apresenta como resultado o cálculo da porcentagem de área verde encontrada; a porcentagem de área verde faltante; a porcentagem de área restante e a porcentagem que gostaria de ter atingido na área analisada.

A obtenção das imagens processadas, no presente trabalho, foi cedida pela SAEV sendo que as mesmas possuem alta definição e são da cidade de Votuporanga-SP.

A validação do software foi realizada em duas etapas, sendo uma em um ambiente controlado, onde uma imagem abstrata de área controlada com figuras geométricas também de área controlada, sendo algumas com cores verdes e outras com cores diversas. O software encontrou 13% de área verde correspondente a soma das áreas das figuras geométricas de cor verde e 87% de área não verde corresponde ao restante da imagem.

Na segunda validação do software foi utilizada uma imagem da região nordeste. Na região nordeste o software encontrou 19% de área verde e 81% de área não verde.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Com essas validações foi possível constatar a qualidade/veracidade das informações adquiridas para o censo arbóreo do município tomado como modelo, bem como uma grande agilidade na resposta do mesmo.

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 participar mais assiduamente no programa do selo verde/azul ordenado pelo governo estadual, conseguindo melhores recursos para o progresso do município.

Destaca-se ainda que esse software por não ser instalado no computador do usuário e ser por meio da Web, pode ser utilizado por qualquer pessoa que não tenha conhecimentos específicos para esse fim e também por qualquer outra cidade que queira quantificar o percentual de suas áreas verdes sem a necessidade de equipamentos computacionais que tenham alto poder de processamento.

Verifica-se, portanto, que esse software colabora com a arborização feita de forma correta, onde o gestor observando o relatório emitido pelas imagens processadas que tem contabilizado neste resultado, a vegetação presente nas áreas públicas como também nas áreas internas dos imóveis como quintais e jardins, possa ter a tomada de decisão resultando na eficácia da gestão ambiental do município.

Referências bibliográficas

Cârlan, I., Mihai, B. A., Nistor, C. (2019) Identifying urban vegetation stress factors based on open access remote sensing imagery and field observations. *Ecological Informatics*. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.101032

Donovan, G.H., Butry, D.T. (2010) Trees in the city: valuing street trees in Portland, Oregon. *Landscape & Urban Planning,* **94**, 77-83. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/journals/pnw_2010_donovan001.pdf

Gonçalves, W. (2015) Diagnose qualitativa de florestas urbanas. *Viçosa*: *o autor,* 93.

Gonçalves, L. M., Monteiro, P. H. da S., Santos, L. S. dos, Maia, N. J. C., Rosal, L. F. (2018) Arborização Urbana: a Importância do seu Planejamento para Qualidade de Vida nas Cidades. *Revista Ensaio e Ciências,* **22**(2), 128-136. Acesso em 08 de fevereiro de 2021, disponível em: https://ensaioseciencia.pgsskroton.com.br/article/view/6026

Guedes, G. T. A. (2005) *UML 2: guia de consulta rápida. São Paulo*: Novatec Editora Ltda.

Höfig P., Silva, G.M.F. (2010) Mapeamento de árvores, sombreamento e área verde, e qualidade de vida no condomínio Catuaí Park Residence, em Londrina- PR. In: *Encontro Nacional de Geógrafos*, Porto Alegre, **16**.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) *Cidade e Estados*. Acesso em 19 de janeiro de 2020, disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/votuporanga.html?

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.

Kolokotsa, D., Psomas, A., Karapidakis, E.. (2009) Urban heat island in southern Europe: the case study of Hania, Crete. *Solar Energy,* **83**(10), 1871–1883. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://isiarticles.com/bundles/Article/pre/pdf/70625.pdf

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78466
Vol. 15, No.1, 465-487
6 de abril de 2022

Londe, P. R., Mendes, P. C. (2014) A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. *Revista Hygeia, Uberlândia*, **10**(18), 264-272.

INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2017) *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

Martini, A. (2013) *Microclima e conforto térmico proporcionado pelas árvores de rua na cidade de Curitiba*, PR. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba. Acesso em 02 de julho de 2019, disponível em: https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/30000/R%20-%20D%20-%20ANGELINE%20MARTINI.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Mayer, C. L. D. (2012) *Análise de conflitos de arborização de vias públicas utilizando sistemas de informações geográficas: caso Irati, Paraná*. 74 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual do Centro – Oeste, PR.

Murari, M. L. (2019) *Desenvolvimento de um sistema de informação para a plataforma desktop visando o delineamento de áreas verdes urbanas em escalas municipais*. 98 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.

Nesbitt, L., Meitner, M. J., Girling, C., Sheppard, S. R. J., & LU, Y. (2019) Who has access to urban vegetation? A spatial analysis of distributional green equity in 10 US cities. *Landscape and Urban Planning*, **181**, 51–79.

Paiva, H. N., Gonçalves, W. (2002) Florestas urbanas: planejamento para melhoria da qualidade de vida. *Viçosa: Aprenda Fácil, (Coleção Jardinagem e Paisagismo, 2).* 180.

Ribeiro, F. A. B. S. (2009) Arborização urbana em Uberlândia: percepção da população. *Revista Católica. São Paulo: Quadrante*, **1**(1), 224-237.

Roy, S., Byrne, J., Pickering, C. (2012) A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban For. Urban Green*. **11**. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006. 351–363

Santos, C. A. dos, Bresan, D. da S., Ueno, G. D. S., santos, K. C., Shitsuka, D. M., Boghi, C. (2017) Um modelo de sistema de informação gerencial: vantagem competitiva no processo da logística reversa do óleo de cozinha. *Research, Society and Development*, **4**(1), 62-88.

Stair, R. M., Reynolds, G. W. (2002) *Princípios de sistemas de informação*. 4. ed. Rio de Janeiro, LTC.

Sugiyama, T., Carver, A., Koohsari, M.J., Veitch, J. (2018) Advantages of public green spaces in enhancing population health. Landsc. *Urban Plan*. **178**. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.05.019. 12–17.

Trocado, P. (2013) *ArcGis 9.* Instituto Superior Técnico. Acesso em 20 de abril de 2019, disponível em: https://pt.slideshare.net/GustavoMendes2/manualarcgis

Tyrväinen, L., Ojala, A., Korpela, K., Lanki, T., Tsunetsugu, Y., Kagawa, T. (2014) The influence of urban green environments on stress relief measures: A field experiment. *Journal of Environmental Psychology*, **38**, http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvp.2013.12.005

Vidrih, B., Medved, S. (2013) Multiparametric model of urban park cooling island. *Urban Forestry & Urban Greening*, **12**(2), 220-229. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.01.002

Votuporanga, Governo Municipal da Cidade de Votuporanga (2014) *Plano Municipal De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos – PMGIRS Da Cidade Votuporanga*. Acesso em 12 de janeiro de 2019, disponível em: https://www.saev.com.br/file/files/2019/01/18952b160b45317b558d205e855eafdb09052ad0.pdf

Zhong, Q., Ma, J., Zhao, B., Wang, X., Zong, J., Xiao, X. (2019) Assessing spatial-temporal dynamics of urban expansion, vegetation greenness and photosynthesis in megacity Shanghai. *Remote Sensing of Environment*. Acesso em 10 de janeiro de 2020, disponível em: https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111374

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

OBTENÇÃO DE PARÂMETROS PARA DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE SECAGEM NATURAL DO LODO DE ETA EM ESTUFA PILOTO

* Matheus Marques Simões [1]
Luciano Farias de Novaes [1]
Gustavo Almeida Frata [1]

OBTAINING PARAMETERS IN NATURAL SLUDGE DRYING SYSTEM DIMENTIONING WST USING A PILOT GREEN HOUSE

Recibido el 23 de febrero de 2021. Aceptado el 25 de octubre de 2021

Abstract

Sludge volume reductions techniques at water treatment stations, both natural and mechanized are being developed and improved in Brazil and many other countries. Concerning to that, this study sought to determine and evaluate parameters to WTS sludge natural drying in a pilot scale greenhouse already installed in an WTS in the state of Sao Paulo. This drying experiment was conducted in a different condition from the ones installed and studied so far in the same treatment unit, therefore it was made a structural modification for the existing pilot greenhouse that included closing its laterals in order to bring internal temperature to heighten. The total amount of solids obtained in a period of 76 days natural drying experiment at greenhouses were 82.20%, 74.40% and 50.30% respectively at layers of 15 cm., 30cm., and 60cm. The 40cm. sludge layer height was the one that needed the least drying area, this is, although the experiments showed that the 15cm. layers obtained better drying percentage (less time) by using this height requires on the other hand larger areas. And larger greenhouses structures. To consider a 90% range of sludge total solids, the Greenhouse of Natural Drying (after changings) was impaired. Although the temperature of the internal air had increased, it was not predicted a device for its recirculation and in this way the closed sides greenhouse took 123 days to perform the drying while the opened sides greenhouse took 111 days.

Keywords: basic sanitation, drying methods, greenhouse of natural drying, solar energy drying, WTS residues.

[1] [1]Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Brasil.
** Autor Corresponsal:* Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias – Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP, Campos Ribeirão Preto. Av. Costábile Romano, 2201 – Nova Ribeirânia, Ribeirão Preto, São Paulo/Brasil. Cep:14096-900. Email: matheus.simoes@educacao.mg.gov.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Resumo

Técnicas de redução do volume de lodo das Estações de Tratamento de Água (ETA), tanto naturais quanto mecanizadas, estão sendo desenvolvidas e aperfeiçoadas no Brasil e em diversos países. Nesse sentido, o presente estudo teve objetivo de determinar e avaliar parâmetros para a secagem natural de lodo de ETA em uma estufa de escala piloto instalada em uma ETA situada no estado de São Paulo. O experimento de secagem foi conduzido com condições de secagem diferentes das já estudadas anteriormente na mesma unidade de tratamento, para tanto, foi realizado na estufa existente modificações na sua estrutura, incluindo o fechamento das suas laterais visando aumentar a temperatura interna. A concentração de sólidos totais obtida no experimento para 76 dias de secagem natural em estufa, foi de 87.20%, 74.40% e 50.30% respectivamente para as camadas de 15 cm, 30 cm e 60 cm. A altura da camada de lodo que representou a menor área necessária para secagem foi de 40 cm, ou seja, embora os experimentos mostraram que a camada de 15 cm apresentava melhores taxas de secagem (menor tempo de secagem), ao utilizar esta altura, requer maiores áreas e maiores estruturas de estufas. Ao considerar um alcance de 90% de sólidos totais no lodo, a eficiência da Estufa de Secagem Natural (após modificações) foi prejudicada. Embora a temperatura do ar interno tenha aumentado, não foi previsto um dispositivo para recirculação dele. Com isso, a estufa de laterais fechadas levou 123 dias para realizar a secagem e a de laterais abertas 111 dias.

Palavras chave: estufa de secagem natural, métodos de secagem, resíduos de ETA, saneamento básico, secagem por energia solar.

Introdução

A atual crise sanitária causada pela Covid-19 evidenciou com muita clareza a vulnerabilidade das pessoas que não dispõe de acesso a água potável, uma vez que, os órgãos de saúde pública tanto no âmbito nacional como internacional, recomendam que se lave as mãos com frequência para evitar contaminação por corona vírus. Diante de recomendações como estas, depara-se com uma triste realidade no Brasil, uma vez que há por volta de 35 milhões de brasileiros sem abastecimento com água tratada em suas residências (Agência Senado, 2020).

Ter acesso ao saneamento básico é fundamental para a garantia da saúde e dignidade da pessoa humana. A ausência ou deficiência no fornecimento em qualquer um dos quatro serviços, que unidos definem o termo saneamento básico, representará riscos à população. Por exemplo, déficits no sistema de tratamento e de abastecimento com água potável, incita o consumo de água potencialmente contaminada por poluentes ou patógenos e a disposição inadequada de resíduos sólidos, podem contaminar o solo, as águas subterrâneas e superficiais comprometendo a saúde pública (SIMA, 2020).

De acordo com a Fundação Nacional de Saúde – FUNASA (2017), investir em saneamento impacta indiretamente na saúde da pessoa humana. A fundação afirma que, o fornecimento de *água* com qualidade e contínuo para o consumo humano asseguram a redução de doenças como diarreias, cólera, hepatites, conjuntivites e malária. Similarmente, a promoção da coleta regular, acondicionamento e destino final aos resíduos sólidos domiciliares diminuirá a incidência de casos de peste, febre amarela, dengue, toxoplasmose, leishmaniose, leptospirose, cólera e febre tifoide.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Há estimativa de geração de 3 mil toneladas diárias de lodo de ETA e ETE em 2020 pelos 76 municípios presentes na bacia (PCJ, 2011). Nesta mesma bacia, foram identificados 103 estações de tratamento de água, sendo que 98 estavam em operação e, portanto, gerando resíduos. Das estações em operação, foi constatado que apenas 28% possuem algum destino para o seu lodo gerado, como secagem e envio para aterros; 35% dispõem diretamente seus resíduos nos corpos hídricos, 19% não responderam à pergunta e 18% ainda não há destino adequado, mas possuem projetos ou previsão de adequação (PCJ, 2018).

A definição da tecnologia para tratar o lodo de ETA, dependerá de fatores como área necessária e disponível para implantação, custos com a área, distância da estação ao local de disposição final, condições climáticas, custo dos equipamentos, custos operacionais, necessidade de mão de obra qualificada, necessidade de condicionamento do lodo, dentre outros fatores (PROSAB, 1999).

A secagem natural já é conhecida a muitos anos, entretanto, para algumas tecnologias, principalmente para secagem em estufa, a técnica carece de parâmetros relacionados a eficiência. E, uma das tecnologias que podem ser empregadas para secar lodos, é a Secagem Natural de Lodo em Estufa (Sludge Natural Drying in Greenhouse).

Di Bernardo *el al.* (2012), lembra que, apesar do baixo consumo energético das várias técnicas de secagem natural, estas, não estão totalmente desenvolvidas, por falta parâmetros de projeto e operação.

A secagem em estufa é um processo de secagem de lodo utilizando plantas solares, nas quais o objetivo é promover a aceleração na taxa de evaporação da água pelo efeito estufa artificial conseguido através da planta solar (estufa). Com o aumento da umidade do ar interno pela evaporação, pode ser que seja necessário evitar o equilíbrio da pressão de vapor entre a água presente no lodo e água presente no ar interno, por ventilação controlada do ar interno. A tecnologia de secagem em estufa em contraste com secadores térmicos convencionais, é caracterizada por uma demanda muito baixa de energia (Collard *el al.*, 2017).

Resultados experimentais para a desidratação de lodo em estufa, foram determinados nas condições típicas do Mediterrâneo, com alta radiação solar anual e elevadas temperaturas para a região do norte da Grécia. Estes resultados provaram a eficiência da tecnologia para a região em estudo, pela redução verificada de umidade presente no lodo durante o verão (de 85% para 6%) e no outono (de 85% para 10%) utilizando com uma planta solar (secagem em estufa) equipada com um aquecedor solar de recirculação de água (Mathioudakis *el al.*, 2009).

Frata (2019), sugeriu uma metodologia para determinar a altura de lodo que represente a menor área necessária em função da geração de lodo, exposto a secagem por energia solar em uma

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

estufa piloto. O pesquisador determinou a altura de camada (ideal) de lodo a ser disposta em leiras dentro da estufa que demandasse a menor área de exposição a secagem e, ao mesmo tempo realizasse a secagem do material com vista a redução de volume do lodo gerado pela ETA. O referido autor, alcançou em seu experimento um teor de Sólidos Totais - ST igual a 90% em 97 dias para uma altura de camada (ideal) de lodo igual a 35 cm utilizando uma área de secagem total de 743 m².

Wang *el al.* (2019), propuseram um processo de secagem de lodo gerado em estações de tratamento de esgotos, no qual o lodo é disposto na forma de finas camadas em câmaras do tipo sanduíche. Os pesquisadores otimizaram a taxa de secagem pelo ajuste das variáveis como espessura de leito de lodo e intensidade solar. Foi obtido como resultado no experimento, uma espessura de camada de lodo igual a 5 cm com sendo a mais adequada para a secagem rápida, reduzindo o teor de água no lodo de 79% para 5% em apenas 11 horas de secagem.

Shao *el al.* (2015), realizaram um experimento de secagem natural de lodo desidratado com a incorporação de palha de arroz no material, utilizando uma caixa quadrada de madeira sem cobertura. O desígnio dos pesquisadores foi avaliar a velocidade de secagem devido inclusão no lodo, com a palha de arroz na proporção mássica de 15:1. Então a mistura foi submetida a secagem solar em uma espessura de camada de lodo/palha igual a 30 cm. Os referidos autores verificaram que a umidade presente na mistura, reduziu de 75% para 45% nos 23 dias de exposição a secagem.

Kurt *el al.* (2015), informam que a secagem térmica é um método capaz de concentrar em 90% o conteúdo de sólidos presentes no lodo. Bennamoun *el al.* (2013), informam que o processo de secagem de lodo é complicado, depende de vários parâmetros como métodos secagem e condições de funcionamento e, que as taxas de secagem diminuem com o decorrer da secagem. De acordo com os autores, na secagem solar diferentemente dos métodos de secagem convencionais, a taxa de secagem é afetada pelas condições climáticas, aumentando durante as altas radiações e diminuindo em condições desfavoráveis.

Salihoglu *el al.* (2007), investigaram uma solução para a produção de pelo menos 27000 toneladas de lama que serão geradas por duas estações de tratamento de efluentes da cidade de Bursa na Turquia. O estudo foi conduzido em instalações de secagem cobertas e não cobertas. Os referidos autores, verificaram que a secagem realizada com a cobertura, proporcionou o efeito estufa em um volume controlado e permitiu uma temperatura superior do que a exterior. Ainda, foi constatado que sistema fechado resultou em níveis mais elevados de sólidos secos presente na lama e, que o desempenho da secagem no sistema aberto foi prejudicado pela precipitação e parou quando a temperatura e velocidade dos ventos eram baixas.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Ameri *el al.* (2018), estudaram a secagem solar utilizando equipamentos (secadores diretos e indiretos) que convertem a energia solar em energia térmica, para realizar a secagem de lodo proveniente de estações de tratamento de águas residuais da Argélia. A velocidade de secagem do lodo, em ambos os equipamentos mostrou que a umidade diminuiu rapidamente nos primeiros tempos de secagem, o que significou uma elevada taxa ou velocidade de secagem observada. E, após passado um período de tempo, a umidade reduziu cada vez mais lentamente.

Portanto, esta pesquisa vem com desígnio de contribuir com o desenvolvimento, aperfeiçoamento e redução de custos das tecnologias voltadas ao gerenciamento dos resíduos de ETAs. Nesse sentido, objetivou-se determinar e avaliar parâmetros para a secagem natural de lodo de ETA, com o intuito principal de diminuir o tempo necessário de permanência deste na planta de secagem. Deste modo, para determinar os parâmetros de dimensionamento da estufa em condições particulares de secagem, foram realizadas modificações na estufa de escala piloto, a qual está instalada em uma Estação de Tratamento de Água - ETA localizada no interior do estado de São Paulo. Espera-se (hipótese) que essas modificações resultem em melhoria de eficiência. As alturas de lodo testadas foram de 15 cm, 30 cm e 60 cm para o alcance das concentrações de sólidos totais no lodo em função do tempo. De posse dos resultados, foi determinado a altura de camada que demandou a menor área de exposição, necessária para realizar a secagem do lodo gerado pela ETA.

Material e métodos

Caracterização da ETA em estudo e Readequação da estufa piloto para realizar os testes de secagem do lodo da unidade em estudo

A caracterização da Estação de Tratamento de Água – ETA em estudo, foi realizada mediante diálogos com o responsável técnico pelo processo de tratamento e com os operadores de processo, durante as visitas de campo realizadas, reuniões, ligações telefônicas e por mensagens via aplicativo WhatsApp. Demais informações foram conseguidas através de pesquisas na internet, documentos fornecidos pela empresa e literatura.

Para obtenção dos parâmetros de dimensionamento do sistema de secagem natural do lodo desaguado de ETA em estufa, foi modificada uma estufa piloto já existente nas imediações da ETA em estudo para conduzir os ensaios de secagem com intuito de possibilitar a realização da secagem do lodo desaguado em centrífuga, em uma condição particular (diferentes condições de secagem) e, avaliar as taxas de secagem obtidas. Portanto, uma das principais diferenças do presente estudo quando comparado com o estudo do Frata (2019), consistiu em fechar parte das paredes laterais da estufa, sendo esperado (hipótese) que ao fechá-las a taxa de secagem aumentasse pelo aumento da temperatura interna.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

As características, diferenças e semelhanças da estufa piloto existente nas imediações da ETA utilizada por Frata (2019), com a estufa piloto utilizada no presente estudo (após realizada as alterações/modificações), estão descritas no Quadro 1 e apresentadas conforme Figura 1.

Foi mantido (após as modificações na estufa existente) uma pequena abertura superior na frente e fundo da estufa. Já as laterais da estufa permaneceram isentas de abertura na parte superior que fica em contato com o telhado, conforme ilustrado pelas Figuras 3 e 4.

As aberturas na parte superior da frente e fundo da estufa, juntamente com as aberturas laterais próximas ao solo, permitem que o ar interno da estufa saia e "carregue" a umidade presente no interior desta. Portanto, o percentual de abertura da frente e fundo da estufa foi mantido e corresponde a 3,3% da área total relativa à frente da estufa ou de fundo. Já com relação as paredes laterais, as modificações efetuadas na estufa consistiram em fechar 83.3% de suas laterais (manteve-se um vão livre de 50 cm próximo ao solo o que corresponde a 16.7% da área total de uma das laterais).

Quadro 1. Principais características da estufa utilizada por Frata (2019), e da estufa readequada no presente estudo.

PARÂMETROS	FRATA (2019)	AUTOR (2020)
Frente da estufa	Boa parte fechada com placas transparentes.	Boa parte fechada com placas transparentes
Fundo da estufa	Boa parte fechada com placas transparentes.	Boa parte fechada com placas transparentes.
Cobertura da estufa	Totalmente fechada com placas transparentes.	Totalmente fechada com placas transparentes.
Laterais da estufa	Totalmente aberta.	Boa parte fechada, apresentando apenas um vão livre de 50 cm de altura próximo ao solo, em todo o comprimento da estufa.
Geometria das leira/leitos	Leiras de secagem, com comprimento igual ao comprimento da estufa.	Leitos quadrados com lado externo igual a 2.13 metros
Material de construção das leira/leitos	Madeira.	Blocos de tijolos com reboco.
Pavimentação do solo	Concreto.	Concreto.
Revolvimento do Lodo	Sem revolvimento.	Sem revolvimento.
Comprimento Externo (m)	6.50	6.50
Largura Externa (m)	5.50	5.50
Altura (m)	3.0	3.0

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022



a. Estufa Existente; b. Estufa Readequada

Figura 1. Estufa piloto que existia na ETA (a) e Estufa Piloto readequada (b) no presente estudo.
Fonte: Autor (2020)

As placas transparentes utilizadas para construção da estufa (cobertura do teto, frente, fundo e laterais), são constituídas pelo material policarbonato cristal "alveolar", possuem uma resistência superior à do vidro de até 250 vezes e contam com uma espessura igual a 4mm. A transferência de luminosidade e calor das placas são similares as transferências do vidro canelado. Portanto, elas não refletem a luminosidade, permitindo uma excelente a absorção de calor.

Apesar de haver árvores no entorno da estufa, o experimento foi realizado na ausência de regiões com sombreamento. Ainda, a estufa está instalada em uma Estação de Tratamento de Água - ETA localizada no interior do estado de São Paulo, com coordenadas geográficas para Longitude UTM: 752698.37m E e para Latitude UTM: 7536869.12m S.

Obtenção de parâmetros de dimensionamento do sistema de secagem natural do lodo de ETA

Obtenção dos Dados de Monitoramento da Temperatura e Umidade do ar Interno e Externo à Estufa Piloto e dos Dados e Gráficos de Monitoramento da Concentração de Sólidos Totais no Lodo Durante o Processo de Secagem Natural em Estufa Piloto

Foram instalados dois medidores de registro simultâneo de temperatura e umidade do ar, um interno e outro externo à estufa do tipo Datalogger IMPAC IP-747RH. Este fornece o número de medições de ambas as variáveis com suas respectivas datas e horas e, registra os dados em sua memória interna. Em seguida, de posse dos resultados, foram calculados os valores médios da

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

temperatura e da umidade ao longo de todo o período experimental, tanto do ar interno quanto do ar externo.
A aquisição dos valores de concentração de Sólidos Totais – ST presentes nas amostras de lodo no decorrer dos dias de realização do experimento de secagem em estufa, foi conseguida utilizando uma balança determinadora de umidade (Medidor de Umidade ID200). A determinação da concentração de Sólidos Totais – ST, foi realizada semanalmente e os resultados coletados relativos ao desempenho de secagem ao longo dos dias (determinação da concentração de sólidos totais - ST) e em diferentes camadas, foram organizados e armazenados em forma de planilha digital. Sendo que, o experimento de secagem foi realizado em três leitos de geometria quadrada de lado igual a 2 metros e construídos em blocos de tijolos com reboco. As alturas testadas de lodo e dispostas dentro dos 3 leitos utilizados da estufa, foram estabelecidas em 60 cm, 30 cm e 15 cm.

De posse dos dados de determinação de Sólidos Totais – ST foi possível gerar os gráficos de monitoramento representativos do fenômeno de secagem analisado e, traçar curvas empregando como dados de entrada os valores de concentração em função do tempo de secagem em dia por meio do software Excel.

Aquisição das Taxas de Secagem e Equações Descritivas de cada um dos Experimentos de Secagem pelo Método da Linearização

O recurso utilizado para determinar as taxas de secagem (variação da concentração de sólidos no lodo em função do tempo) e obter as equações matemáticas para cada um dos leitos experimentais nas condições analisadas; consistiu no uso do Excel como auxílio, que de posse das curvas obtidas e utilizando ferramentas próprias do Excel, foi efetuada a linearização (linhas de tendência – MÉTODO DA LINEARIZAÇÃO). Com isso obteve-se as equações lineares para cada camada de lodo, estas descrevem o comportamento da secagem em cada leito. E, de posse das equações obtidas, foi possível calcular os parâmetros relativos ao tempo de secagem natural em estufa requerido ou necessário, para atingir uma determinada concentração de sólidos no lodo, para cada altura de camada disposta nos leitos.

Determinação da Altura da Camada de Lodo a ser Disposta nos Leitos da Estufa Piloto para Secagem Natural

Para determinar a altura (melhor viabilidade técnica/econômica) de camada de lodo a ser disposta na estufa que necessitará da menor área de secagem para “secar”, foi utilizada a metodologia proposta por Frata (2019). Assim, utilizando a metodologia, mas considerando as taxas obtidas neste estudo, foi possível obter as Equações 1 e 2.

$$t_S = \left(\frac{C_{FSTL} - C_{ISTL}}{equação\ da\ taxa\ de\ secagem}\right) \qquad \textbf{Equação (1)}$$

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Sendo:
t_S: Tempo necessário de secagem do Lodo [d];
C_{FSTL}: Concentração final de sólidos totais no lodo (lodo "seco") [%];
C_{ISTL}: Concentração inicial de sólidos totais no lodo (lodo desaguado) [%];
Equação da taxa de secagem: Função da Altura da camada de lodo – h [m].

Com auxílio do software Excel foram alimentados na Equação 1, valores de altura da camada de lodo exposta a secagem natural (h), iniciando em 10 cm e finalizando em 60 cm, com acréscimos de 0.5 cm, obtendo com isso valores de tempos de secagem, para cada uma das alturas alimentadas. De maneira análoga, foram alimentados na Equação 2, valores de altura da camada de lodo exposta a secagem natural (h), iniciando em 10 cm e finalizando em 60 cm, com acréscimos de 0.5 cm, obtendo com isso valores de área de secagem necessária, para cada uma das alturas alimentadas.

$$A_{\mathrm{SL}} = \left(\frac{Q_{\mathrm{áb}} .(4.89 .D_{MC} + C_{\mathrm{SSTáb}})}{C_{\mathrm{ISTL}} .\rho_{LD} .h .10}\right).\left(\frac{C_{\mathrm{FSTL}} - C_{\mathrm{ISTL}}}{equação\ da\ taxa\ de\ secagem}\right) \qquad \textbf{Equação (2)}$$

Sendo:
A_{SL}: Área Total de secagem necessária [m²];
$Q_{áb}$: Vazão de água bruta a ser tratada [m³/d];
D_{MC}: Dosagem média de coagulante (a base de alumínio) [mg/L];
$C_{SSTáb}$: Concentração de sólidos suspensos totais na água bruta a ser tratada (Média ponderada considerando os 12 meses de 2018) [mg/L];
C_{ISTL}: Concentração inicial de sólidos totais no lodo (lodo desaguado) [%];
ρ_{LD}: Massa específica do lodo desaguado [kg/m³];
C_{FSTL}: Concentração final de sólidos totais no lodo (lodo "seco") [%].
Equação da taxa de secagem: Função da Altura da camada de lodo – h [m].

De posse dos resultados apresentados, referentes as áreas de secagem necessárias e aos tempos de secagem necessários, na medida em que se alterou a altura de camada de lodo; foi gerado um gráfico pelo Excel que, com base na curva apresentada pelo gráfico, foi possível verificar a altura de camada "ideal" que deve ser disposta nos leitos (pelo ponto de inflexão da curva), ou seja, aquela que necessitará da menor área de secagem para "secar" o lodo gerado pela ETA em estudo.

Resultados

Caracterização da ETA em estudo e Modificação da estufa piloto para realizar os testes de secagem do lodo da unidade em estudo

De acordo com informações prestadas pelos responsáveis do tratamento durante na Estação de Tratamento de Água (ETA) em estudo, atualmente a estação explora tanto mananciais superficiais quanto subterrâneos, com vista ao abastecimento público de água. Sendo que, o primeiro meio

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

de captação ocorre em um rio e o segundo meio de captação é feito através de um poço perfurado nas próprias dependências da estação. A ETA atualmente produz uma vazão de 600 m³/h de água, com um sistema de tratamento constituído com calha Parshall, 3 (três) câmaras de floculação e 3 (três) câmaras de flotofiltração.

As etapas do tratamento na ETA em estudo estão apresentadas na Figura 2, sendo: Etapa de dosagem de produtos químicos e coagulação hidráulica em Calha Parshall. Etapa de floculação mecanizada. Etapa de flotação com ar dissolvido e seguida de filtração na mesma unidade. Etapa de correção final do pH, Desinfecção com cloro gás e Fluoretação. Etapa de Reservação de água potável em um reservatório de 2.000 m³. Etapa de recuperação dos RETAs e desaguamento destes em uma centrífuga.

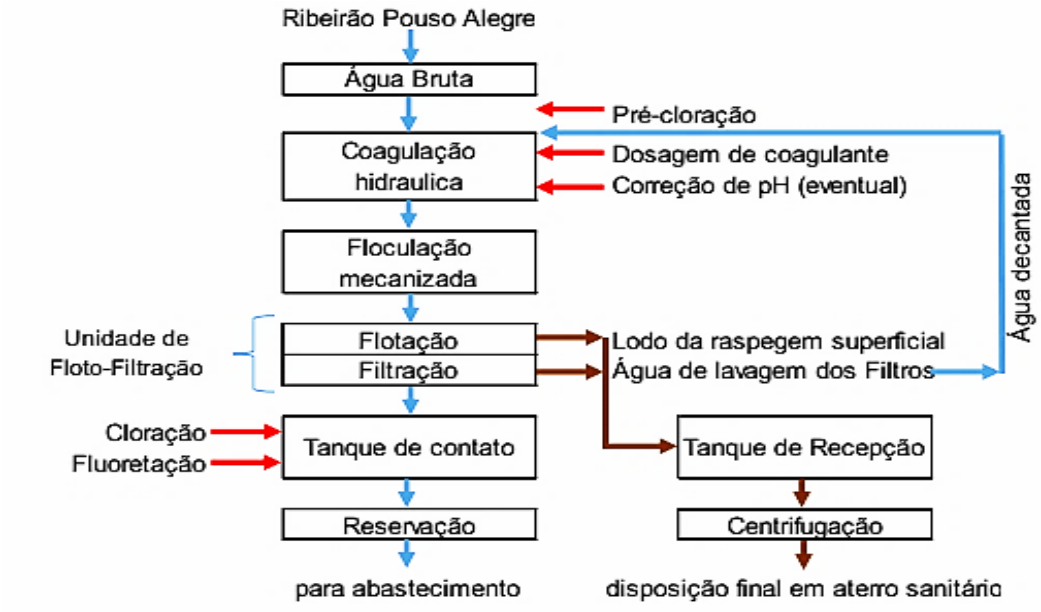


Figura 2. Fluxograma da ETA em estudo.
Fonte: Adaptado de Frata (2019)

A estufa após realizadas as modificações, está apresentada conforme Figuras 3 e 4. Ressalta-se que, o fechamento das laterais da estufa para determinação da concentração de Sólidos Totais no lodo, teve intuito de melhorar os valores de taxa de secagem do lodo (eficiência de secagem de lodo).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022



Figura 3. Leitos existentes na estufa piloto em estudo.
Fonte: Autor (2020)



Figura 4. Leitos existentes na estufa piloto em estudo.
Fonte: Autor (2020)

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Obtenção de parâmetros de dimensionamento do sistema de secagem natural do lodo de ETA

Obtenção dos Dados de Monitoramento da Temperatura e Umidade do ar Interno e Externo à Estufa Piloto e dos Dados e Gráficos de Monitoramento da Concentração de Sólidos Totais no Lodo Durante o Processo de Secagem Natural em Estufa Piloto

De posse dos resultados das medições de temperatura interna e externa do ar e das medições de umidade interna e externa do ar, foi possível obter os valores da Temperatura e da Umidade do ar externo a estufa ao longo de todo o período experimental e, compará-los com aqueles obtidos por Frata (2019), conforme apresentado pela Tabela 1.

Tabela 1. Comparação entre os resultados obtidos no experimento com os de Frata (2019), relativos aos valores da temperatura média e umidade média do ar externo a estufa durante todo o período de secagem.

FRATA 2019		AUTOR 2020	
$T_{MED.}$ [°C]	$U_{MED.}$ [%]	$T_{MED.}$ [°C]	$U_{MED.}$ [%]
27.1	64.7	27.23	67.39

A comparação dos resultados obtidos para as medições de Temperatura e Umidade relativos ao ar interno a estufa com o trabalho de Frata (2019), não foi possível de ser realizada, uma vez que, no trabalho do autor citado, este não disponibilizou informações sobre o monitoramento dessas variáveis para o ar interno a estufa. Portanto, as condições climáticas em que se obteve os valores das taxas de secagem, foram respectivamente para valores de Temperatura média e Umidade média do ar interno a estufa de 29.54°C e 63.99% e, para valores de Temperatura média e Umidade média do ar externo a estufa de 27.23°C e 67.39%.

Com relação aos dados de monitoramento da concentração de Sólidos Totais – ST, o experimento foi cessado após verificado que não houve alteração relevante nos valores de concentração de sólidos totais no lodo (alteração de umidade), ou seja, no caso de estudo, após atingido os 76 dias de experimento. Desta forma, foi encontrado o limite de secagem em dias para as condições estudadas e, posteriormente, o lodo "seco" foi removido dos leitos manualmente.

Ainda, pelos dados obtidos foi possível verificar que concentração de ST presentes lodo que foi disposto em uma altura de camada de 15 cm, atingiu a concentração de 84.30% de sólidos em um tempo de 40 dias de exposição à secagem natural em estufa. E, logo na semana seguinte, a análise de concentração indicou que, ao invés do lodo continuar perdendo umidade, ele passou a absorver umidade. Também, de posse dos resultados foi possível apurar que, para a camada de altura igual a 60 cm, é inviável realizar a secagem, pois o tempo requerido para alcançar uma concentração de sólidos totais no lodo acima 60%, foi superior a 100 dias.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Enfim, a concentração de ST determinada para a 76 dias de secagem natural, foi de 87.20%, 74.40% e 50.30% respectivamente para as camadas de 15 cm, 30 cm e 60 cm. Portanto, o melhor resultado em relação ao tempo de secagem, foi alcançado pela camada de 15 cm.

De posse dos valores de ST em função do tempo de secagem para cada altura de camada de lodo, foi possível gerar os gráficos de monitoramento representativos do fenômeno de secagem analisado e, traçar curvas empregando como dados de entrada os valores de concentração em função do tempo de secagem para cada altura de camada de lodo, conforme apresentado pela Figura 5. Em síntese, o gráfico apresentado representou o fenômeno de secagem natural por energia solar efetuado na estufa piloto com 83.3% das laterais fechadas.

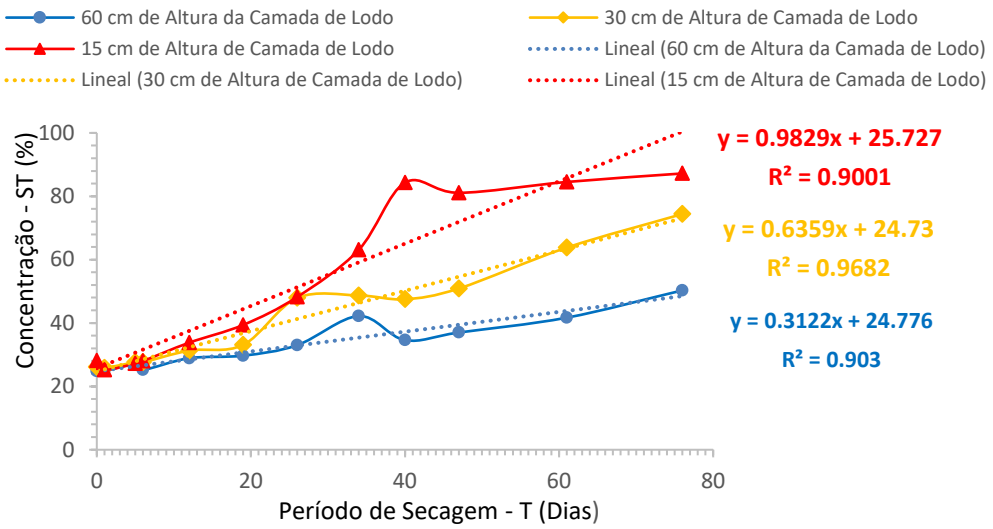


Figura 5. Equações e curvas representativas dos dados de concentração de sólidos totais - ST no lodo desaguado da ETA em estudo durante 76 dias de secagem natural em estufa pilot.

Aquisição das Taxas de Secagem e Equações Descritivas de cada um dos Experimentos de Secagem pelo Método da Linearização

Segundo apresentado pela Figura 5, as equações trazidas foram conseguidas pela linearização das curvas, pois este foi o modelo que melhor se ajustou aos dados experimentais (linhas de tendência – MÉTODO DA LINEARIZAÇÃO), obtendo com isso as taxas de secagem e equações descritivas, conforme pela Tabela 2.

Além da aquisição de dados do processo de secagem natural do lodo de ETA necessários para dimensionar um sistema de secagem, que foi um dos pontos principais do estudo; outro principal ponto, foi comparar os resultados com aqueles antes obtidos por Frata (2019), pois, uma das

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

principais diferenças deste com o presente estudo foi efetuar a secagem natural do lodo em estufa com 83.3% das suas laterais fechadas, sendo esperado (hipótese) que ao fechá-las a taxa de secagem aumentasse pelo aumento da temperatura interna. Na Tabela 3 são apresentadas as taxas de secagem obtidas por Frata (2019) comparada com as taxas obtidas no presente trabalho.

Tabela 2. Equações descritivas do experimento de secagem e taxas de secagem referentes a cada modelo.

ALTURA DE CAMADA DE LODO (cm)	FUNÇÃO REPRESENTATIVA DA EXPERIMENTO DE SECAGEM	TEMPO DE SECAGEM (dia)	TAXA DE SECAGEM (%ST/DIA)
60	$C = 0.3122\ T + 24.776$	76	0.31
30	$C = 0.6359\ T + 24.730$	76	0.64
15	$C = 0.9829\ T + 25.727$	76	0.98
15	$C = 1.3082\ T + 21.136$	40	1.31

Tabela 3. Comparação entre os resultados obtidos (taxa de secagem) no experimento com os de Frata (2019), relativos a taxa de secagem em função da altura de camada de lodo disposta a secagem.

PARÂMETRO	ALTURA DE CAMADA (cm)	FRATA 2019	AUTOR 2020
Taxa (%ST/DIA)	15	-	0.98
Taxa (%ST/DIA)	10 ou 20	1.00	-
Taxa (%ST/DIA)	30	0.88	0.64
Taxa (%ST/DIA)	60	0.25	0.31

Com base nas taxas de secagem dispostas segundo Tabela 3, foi possível verificar para a altura de camada de 60 cm, um aumento de eficiência pelo aumento do valor da taxa para a referida camada, ao comparar os resultados obtidos com os de Frata (2019), o que representou uma maior velocidade de secagem nessa condição e, portanto, concebeu um tempo menor de exposição do lodo a secagem natural em estufa, considerando atingir uma mesma concentração final de sólidos totais.

Já para a altura de camada de 30 cm, verificou-se uma diminuição na eficiência, pois o valor alcançado para o parâmetro taxa de secagem foi menor quando comparado ao valor obtido por Frata (2019). E, por fim, comparando a altura de camada de 15 cm com a altura de camada de 20 cm estudada por Frata (2019), as taxas de secagem observadas foram equivalentes, mesmo sendo maior a altura de camada estudada por Frata.

Esse comportamento observado em ambos os casos, tanto naquele em que houve diminuição na eficiência, quanto naquele que a eficiência foi equivalente não era esperado.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Esperava-se que ocorresse uma contribuição na velocidade de secagem em estufa com 83.3% das suas laterais fechadas, se comparada a secagem realiza em estufa de laterais "abertas", pois valores maiores de temperatura do ar interno favorecem a evaporação pelo aumento da energia de vibração das moléculas de água presentes no lodo e, assim como valores menores de umidade, também favorecem a evaporação da água presente no lodo, através da diminuição da resistência de escape das moléculas da fase líquida para a fase vapor.

É possível que, o acréscimo obtido na taxa de secagem devido ao aumento da temperatura interna do ar dentro da estufa ocorrido pelo fechamento das laterais (o que contribui para o aumentar a velocidade de secagem) tenha sido compensado por um possível decréscimo na taxa de secagem devido a uma menor circulação do ar de dentro da estufa para fora dela, o que dificultou o escape da umidade de dentro da estufa, prejudicando assim a velocidade de secagem.

Determinação da Altura da Camada de Lodo a ser Disposta nos Leitos da Estufa Piloto para Secagem Natural

Através dos resultados apresentados foi possível afirmar que, a disposição de "finas" camadas de lodo nos leitos para secagem natural, requer um tempo menor para atingir uma concentração de ST, o que em primeira análise é positivo do ponto de vista técnico no projeto de estufas de secagem natural. Porém do ponto de técnico/econômico, para a disposição em "finas" camadas, há uma tendência de necessitar de grandes áreas disponíveis para realizar a secagem do lodo, aumentando os custos de construção da estufa, aquisição de área e aumento da mão de obra operacional.

Já a disposição em espessas camadas de lodo nos leitos, pode tratar uma grande quantidade de lodo, necessitando de pouca área para efetuar a secagem natural, o que em primeira análise também é positivo do ponto de vista técnico. Entretanto, a disposição nesta condição tente a requerer longos períodos de secagem, aumentando também os custos com construção da estufa (como o lodo precisa permanecer mais tempo dentro da estufa, é necessário mais espaço para acomodar mais lodo, uma vez que, o lodo continua sendo gerado no processo de produção de água potável), aquisição de área pela estação e aumento da mão de obra operacional.

Assim, para determinar a altura de camada de lodo a ser disposta na estufa, que necessitará da menor área de secagem para "secar" o lodo gerado pela estação, foi utilizado a metodologia proposta por Frata (2019). A qual parte da obtenção da curva e equação descritiva, conforme Figura 6, do comportamento da taxa de secagem à medida que se altera a altura da camada de lodo; conseguida alimentando em uma planilha do software Excel, as taxas de secagem referente a 15, 30 e 60 cm de altura de camada de lodo, determinadas anteriormente conforme Tabela 2.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

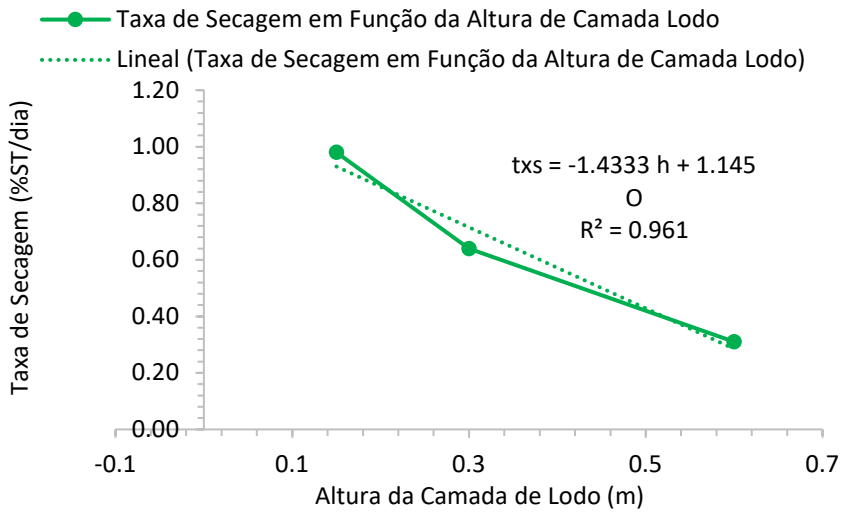


Figura 6. Equação e Curva representativa da Taxa de Secagem (%ST/dia) em função da Altura de Camada de Lodo disposta a secagem natural em estufa piloto.

De posse da equação conseguida pela Figura 6 e dos resultados obtidos pelas Equações 1 e 2, conforme Tabelas 4 e 5, foi gerado o gráfico apresentado segundo Figura 7.

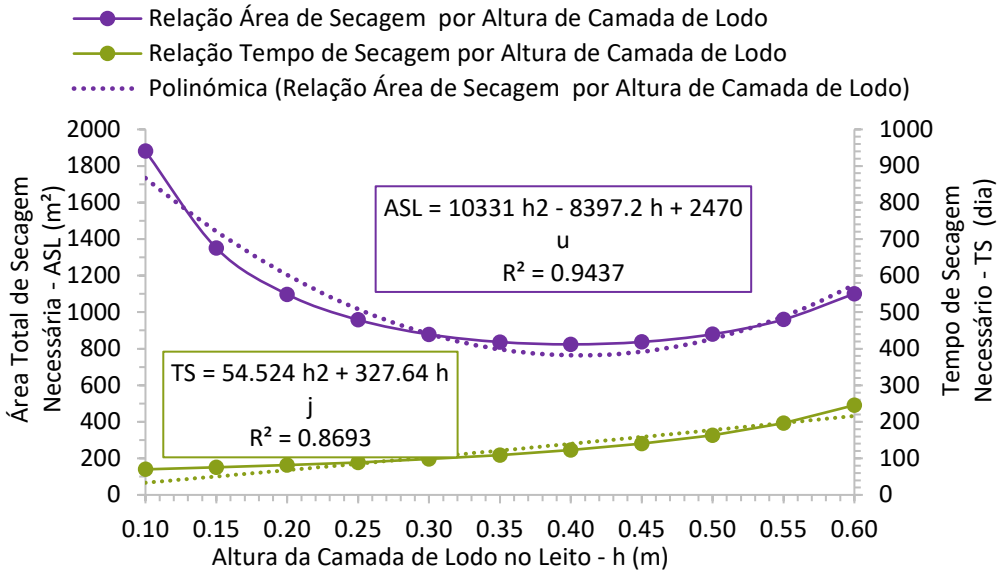


Figura 7. Variação da área total de secagem necessária da estufa pelo tempo necessário de secagem em função da altura da camada de lodo disposta no leito da estufa piloto em estudo.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Tabela 4. Resultados obtidos no experimento, relativos à tempos de secagem em função da altura de camada de lodo disposta a secagem,

ALTURA DA CAMADA DE LODO (cm)	TEMPO DE SECAGEM (dia)
10	70
15	76
20	82
25	89
30	98
35	109
40	123
45	140
50	164
55	197
60	246

Tabela 5. Resultados obtidos no experimento, relativos à área de secagem necessária em função da altura de camada de lodo disposta a secagem.

ALTURA DA CAMADA DE LODO (cm)	ÁREA DE SECAGEM (m^2)
10	1,880.78
15	1,350.45
20	1,097.38
25	957.85
30	878.19
35	836.55
40	823.70
45	837.07
50	879.33
55	959.90
60	1,100.97

Com base na curva apresentada pelo gráfico da Figura 7, é possível observar que na medida que se dispõe lodo em “finas” camadas é preciso de uma área de secagem elevada, apesar de, necessitar de um tempo de secagem menor para atingir 90% de Sólidos Totais – ST, quando comparado aos tempos necessários para disposição em alturas de camadas de lodo mais elevadas. Contudo, foi possível verificar que, na medida que se aumenta a altura na camada de lodo, a área necessária diminui, o que era esperado, pois com alturas maiores é possível dispor maior quantidade de lodo nos leitos, entretanto o tempo de secagem aumenta.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Esse comportamento decrescente na área de secagem, a medida que se aumenta a altura da camada de lodo, é constado até um certo ponto na curva (ponto de inflexão), o que também era esperado, pois com alturas maiores há uma necessidade de manter o lodo em processo de secagem natural por mais tempo, devido a diminuição na taxa de secagem e, desta forma, o aumento da altura da camada de lodo, ao invés de provocar uma diminuição na área total de secagem necessária, passa a provocar uma necessidade maior de área.

Portanto, verifica-se que, conforme Figura 7 que a altura de camada ideal, ou seja, aquela que demanda a menor área necessária para realizar a secagem do lodo nas condições estudadas, foi a de 40 cm. Desta forma, para a estufa piloto em estudo, ao se dispor lodo desaguado com uma concentração de Sólidos Totais – ST de 20% em uma altura de camada igual a 40 cm, a Figura 7 ou Tabela 4 informa um tempo necessário e aproximado de 123 dias de secagem natural. Já a área total necessária para realizar a secagem do lodo por este período e nestas condições, até uma concentração de Sólidos Totais – ST de 90%, é conforme Figura 7 ou Tabela 5 de aproximadamente 824 m².

Comparando os resultados obtidos com aqueles adquiridos por Frata (2019), foi possível verificar que o fechamento das laterais não contribuiu de forma significativa na eficiência de secagem. Uma vez que, para uma altura de camada igual a 40 cm, no estudo de Frata (2019), foi necessário uma área total de secagem de 750 m² levando para atingir os 90% de Sólidos Totais – ST no lodo, um tempo de secagem necessário de 111 dias. Já no presente estudo, conforme descrito anteriormente, foi necessário uma área de 824 m² e um tempo de secagem aproximado de 123 dias.

Cabe ressaltar que, a altura de camada de lodo ideal, que demandará a menor área necessária para realizar a secagem do lodo produzido diariamente pela estação, obtida por Frata (2019), foi de 35 cm, levando 97 dias para “secar” o lodo até 90% de ST no lodo e utilizando uma área de secagem de 743 m³. Para esta mesma condição, o presente estudo, apontou a necessidade de se manter o lodo por mais 12 dias e dispor de 836.55 m²; constatando novamente uma queda de eficiência na secagem pelo fechamento das laterais.

Conclusões

Os valores médios de Temperatura média e Umidade média do ar externo a estufa, determinados foram respectivamente 27.23°C e 67.39%, tais valores são similares aos determinados em outros experimentos realizados anteriormente na mesma ETA de estudo, o que era esperado, pois se trata do mesmo local de experimentação. Além disso, as medições realizadas são referentes ao ar externo a estufa e, deste modo, não sofrem influência das características construtivas dela. Comparando os valores de Temperatura média e Umidade

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

média do ar interno a estufa, ou seja, 29.54°C e 63.99% com os valores médios do ar externo respectivamente 27.23°C e 67.39%, foi possível verificar que o ar dentro da estufa permaneceu em média, com maiores valores de temperatura e menores valores de umidade, o que é apropriado, uma vez que, o equilíbrio da pressão de vapor entre a água presente no lodo e a água presente no ar interno se torna mais distante, quando comparado com o equilíbrio da pressão de vapor entre a água presente no lodo e a água presente no ar externo.

A concentração de Sólidos Totais - ST alcançada no experimento, para os 76 dias de secagem natural em estufa, foi de 87.20%, 74.40% e 50.30% respectivamente para as camadas de 15 cm, 30 cm e 60 cm. Portanto, o melhor resultado foi para camada de 15 cm, pois nesta, obteve-se uma maior concentração de ST e um valor maior no parâmetro taxa de secagem, ou seja, nesta altura houve maior velocidade de secagem e um menor tempo gasto para secar o lodo. Ainda, para a referida altura, o tempo de secagem considerado adequado foi de aproximados 40 dias, este que, é um período relativamente curto para a tecnologia de secagem natural.

Entretanto, a altura da camada de lodo que representou a menor área necessária para secagem, foi a de 40 cm, embora os experimentos mostraram que a camada de 15 cm apresentava melhores taxas de secagem, ao se utilizar esta altura de camada, requer maiores áreas de secagem bem como maiores estruturas de estufas. Assim, a altura que representou o melhor custo-benefício a de 40 cm.

Foi possível verificar que, o fechamento das laterais não contribuiu na eficiência de secagem do sistema, como era esperado, tornando-o menos eficiente, quando comparado com a estufa de laterais abertas. Pois, foi necessário uma área total de secagem maior e um tempo de secagem também superior para atingir uma mesma concentração de ST no lodo. Caso houvesse instalado na estufa piloto um sistema mecânico de recirculação do ar interno com o ar externo, é provável que se verificaria uma eficiência maior do que a obtida no presente estudo.

Comparando os resultados determinados com outros estudos de secagem em estufa, como aqueles citados neste trabalho, o estudo possibilitou constatar significativas conclusões. A primeira foi averiguar nos ensaios que a secagem realizada com a cobertura, proporcionou o efeito estufa em um volume controlado e permitiu uma temperatura interna superior a exterior, assim como constado nos estudos disponíveis na literatura. Do mesmo modo, verificou-se também, que a velocidade de secagem do lodo diminui rapidamente no início da secagem e que, após passado um período de tempo a umidade reduz cada vez mais lentamente. Fatos de considerável importância para estudos que envolvam a secagem de lodos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78810
Vol. 15, No.1, 488-507
6 de abril de 2022

Referências

AGÊNCIA SENADO, Senado notícias (2020) *Tasso recomenda aprovação do marco do saneamento básico como veio da Câmara*. Da redação, 2020. Acesso em 02 de novembro de 2020, disponível em: https://www12.senado.leg.br/noticias/materias/2020/06/19/tasso-recomenda-aprovacao-do-marco-do-saneamento-basico-como-veio-da-camara

Ameri, B.; Hanini, S.; Benhamou A.; Chibane, D. (2018) Comparative approach to the performance of direct and indirect solar drying of sludge from sewage plants, experimental and theoretical evaluation. The Official Journal of the International Solar Energy Society. *Energia Solar*, **159**, 722-732.

Bennamoun, L.; Arlabosse, P.; Léonad, A. (2013) Review on fundamental aspect of application of drying process to wastewater sludge. *Journal of Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **28**. 29-43.

Collard, M., Teychené, B., Lemée, L. (2017) Comparison of three different wastewater sludge and their respective drying processes: Solar, Thermal and reed beds e Impact on organic matter characteristics. *Journal of Environmental Management,* **203**, 760-767.

Di Bernardo, L., Dantas, A., Voltan, P., E., N. (2012) *Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.* São Carlos: editora LDiBe LTDA. 540 p.

Frata, G., A., (2019) *Desenvolvimento de Metodologia para Dimensionamento de Estufa de Secagem Natural para Lodo de Estações de Tratamento de Água*. Tese de Doutorado apresentada ao Centro de Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde (2017) *Programas Institucionais/Engenharia de Saúde Pública: Saneamento para Promoção da Saúde*. Brasília: Funasa, 2017. Acesso em 09 de dezembro de 2020, disponível em: http://www.funasa.gov.br/saneamento-para-promocao-da-saude

Kurt, M., Aksoy, A., Sanin, F. D. (2015) Evaluation of solar sludge drying alternatives by costs and area requirements. *Water Research*, **82**(2015), 47-45.

Mathioudakis, V., L., Kapagiannidis, A., G., Athanasoulia, E., Diamantis, V., I, Melidis, P., Aivasidis, A. (2009) *Externded Dewatering of Sewage Sludge in Solar Drying Plant*. Desalination 248. p.733-739.

PCJ, Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (2011) *Bacias PCJ deverão gerar quase 3 mil toneladas por dia de lodos de ETA e ETe em 2020.* Portal de Notícias, 2011. Acesso em 29 de novembro de 2020, disponível em: https://agua.org.br/noticias/bacias-pcj-deverao-gerar-quase-3-mil-toneladas-por-dia-de-lodos-de-eta-e-ete-em-2020/

PCJ, Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (2018) *Primeira Revisão das Bacias PCJ.* Piracicaba: Consórcio Profill-Rhama, 2018. Acesso em 03 de dezembro de 2020, disponível em:https://www.comitespcj.org.br/index.php?option=com_content&view=article&id=846:primeira-revisao-pb-relatorios-finais&catid=122&Itemid=345

PROSAB, Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (1999) *Noções Gerais de Tratamento e Disposição Final de Lodos de Estações de Tratamento de Água.* Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 pp.

Salihoglu, N. K., Pinarli, V., Salihoglu, G. (2007) Solar drying in sludge management in Turkey. *The Journal of Renewable Energy*, **32**, 1661-1675.

Shao, L., Wang, T., Zhao, L., Wang, G.; LÜ, F., He, P. (2015) The Effect of Adding Straw on Natural Solar Sludge Drying. *Drying technology,* 12 March 2015,.**33**(4), 414-419.

SIMA, Secretaria Infraestrutura e Meio Ambiente (2020*) Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023.* Acesso em 03 de dezembro de 2020, disponível em: http://www.sigrh.sp.gov.br//perh20202023

Wang, P., Mohammed, D., Zhou, P., Lou, Z., Qian, P., Zhou, Q. (2019) Roof solar drying processes for sewage sludge within sandwich-like chamber bed. *Renewable Energy,* **136**, 1071-1081.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

OCORRÊNCIA, DETECÇÃO E ROTA DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM CONTAMINAÇÃO POR DROGAS ILÍCITAS NO BRASIL: UMA REVISÃO DA LITERATURA

Marina Teixeira Cunha Frias [1]
* Marcos Paulo Gomes Mol [2]

OCCURRENCE, DETECTION AND ROUTE OF TREATMENT OF EFFLUENTS WITH ILLICIT DRUG CONTAMINATION IN BRAZIL: A LITERATURE REVIEW

Recibido el 29 de marzo de 2021. Aceptado el 18 de junio de 2021

Abstract

With the growth of the consumption of illicit drugs in Brazil and in the world, the potential of their contamination in surface water, groundwater and sewage is growing as well. The cycle of contamination by these and other micropollutants has received attention for the possibility of causing problems when exposed to humans and animals, despite the low quantified concentration. Due to the complexity of this type of matrix, it is used advanced procedures for its quantification, such as the coupling technique of liquid chromatography and mass spectrometry (UPLC-MS/MS). In order to retain and/or remove the micropollutants in the sewage and water treatment plants, the addition of tertiary treatment is necessary since conventional methods do not have a high removal efficiency. The quantification of these contaminants in waters and sewage has important relevance in the dissemination of the information of consumption of these illicit drugs.

Keywords: illicit drugs, contamination, sewage treatment, water treatment.

[1] Instituto de Educação Continuada, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Brasil.
[2] Diretoria de Pesquisas e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias, Brasil.
*Diretoria de Pesquisas e Desenvolvimento, Fundação Ezequiel Dias. Rua Conde Pereira Carneiro, 80- Gameleira, Belo Horizonte, Gameleira. 30510010. Brasil. Email: marcos_mol@yahoo.com.br

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

Resumo

O consumo de drogas ilícitas no Brasil e no mundo está em crescimento e com isto, aumenta o potencial de contaminação das águas superficiais, subterrâneas e esgotos. O ciclo de contaminação das águas por estes e outros micropoluentes pode comprometer a saúde de humanos e animais, apesar da baixa concentração quantificada. Devido à complexidade de análise de micropoluentes nos corpos d'água, utiliza-se de procedimentos avançados para sua quantificação, como a técnica do acoplamento de cromatografia líquida e espectrometria de massas (UPLC-MS/MS). Para reter e/ou remover os micropoluentes nas estações de tratamento de esgoto e água, faz-se necessário o acréscimo de tratamento terciário, uma vez que os métodos convencionais muitas vezes não são projetos para remover essas substâncias recalcitrantes. A quantificação destes poluentes nas águas e esgotos tem importante relevância na disseminação da informação de consumo destas drogas ilícitas.

Palavras chave: drogas ilícitas, contaminação, tratamento de esgoto, tratamento de água.

Introdução

A qualidade da água para o consumo e o uso adequado deste recurso têm sido preocupações crescentes da população mundial, nos últimos anos. Isto porque o acesso à água é condição de sobrevivência do homem, e por ser um recurso natural limitado, seu mau uso pode acarretar a contaminação das águas e a escassez hídrica (Freiria, 2016).

Com a expansão global, vem aumentando a demanda de água potável no mundo e, consequentemente, torna-se essencial o ciclo de tratamento de forma eficiente. Vê-se necessário também, para a garantia do consumo de água potável, a conscientização contra o desperdício e o cuidado com o reuso, visando ampliar a oferta deste recurso e favorecer a qualidade que se disponibiliza para consumo. Portanto, as águas contaminadas podem acarretar inúmeros prejuízos à saúde incluindo a disseminação de doenças de veiculação hídrica (Montagner; Vidal; Acayaba, 2017).

A utilização da água, seja no setor industrial ou consumo doméstico, está normalmente associado à geração de efluentes líquidos contaminados por poluentes de origem biológica e/ou química. Os poluentes orgânicos emergentes têm recebido grande atenção em busca de monitoramento e controle, pois não há legislação regulatória correspondente, seu consumo mostra-se crescente e por apresentar potencial risco à saúde humana e ao meio ambiente (Silva; Collins, 2011).

Os poluentes orgânicos emergentes são reconhecidos por causar disfunção do sistema endócrino e reprodutivo dos seres vivos, distúrbios metabólicos, incidência de neoplasias malignas e indução de bactérias resistentes. Alguns exemplos destes poluentes são os produtos farmacêuticos como antibióticos, os antissépticos e contraceptivos; os produtos de higiene pessoal como repelentes de insetos e protetores solar; os interferentes endócrinos vistos como agrotóxicos, os aditivos industriais, os aditivos de gasolina, as drogas ilícitas, dentre outros (Silva; Collins, 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

A preocupação pela eliminação deste tipo de poluente nos corpos d'água se dá por se tratar de uma substância que normalmente não é removida e/ou retida nas estações de tratamento de esgotos convencionais. Muitas vezes esses poluentes são pouco degradáveis e podem causar efeitos negativos, agindo até mesmo em baixas concentrações (Nascimento; Araújo; Alvarez; 2015 e Silva; Collins, 2011).

Portanto, o propósito desta revisão da literatura foi avaliar as discussões presentes na literatura quanto à identificação, quantificação e tratamento de resíduos de drogas ilícitas presentes nas águas superficiais, subterrâneas e águas residuárias.

Metodologia

A revisão da literatura descrita no presente trabalho foi baseada no estudo da ocorrência da contaminação de efluentes líquidos por drogas ilícitas, bem como a detecção e quantificação destas substâncias. Para isto, foi utilizado o Google Acadêmico como plataforma de pesquisa, considerando que essa acessa bases científicas importantes como Web of Science, SciELO, dentre outras. Não houve restrição de idiomas e de delimitação geográfica.

Foram estipulados três conjuntos de palavras como algoritmos de busca, sendo eles: "drogas ilícitas" AND "contaminação" AND "efluente"; detecção AND "drogas ilícitas" AND "efluente líquido" e "tratamento avançado" AND "drogas ilícitas" AND "efluente líquido". Os algoritmos foram pesquisados em português e em inglês. Os algoritmos foram propostos visando alcançar trabalhos que discutiam a frequência e/ou estudavam a contaminação de águas residuárias por drogas ilícitas no Brasil. Portanto, o critério de inclusão priorizou os trabalhos que descreviam as formas de detecção das drogas ilícitas na matriz da água residuária e águas superficiais, bem como propunham tratamento avançado capaz de remover ou atenuar a presença destes poluentes.

Como critério de inclusão também foi observada a descrição do uso de droga no Brasil, visando, em especial, avaliar a contaminação dos corpos d'água. Em contrapartida, foram excluídos os artigos que relacionavam especificamente a quantificação, detecção e tratamento de algum outro tipo de micropoluente e os artigos que citavam o tratamento avançado para águas residuárias, mas que não relacionavam a eficiência para remoção das drogas ilícitas.

As buscas foram realizadas entre meses de março e abril de 2019.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

Resultados e discussões

Para o primeiro filtro da pesquisa, utilizou-se o conjunto de palavras “drogas ilícitas" AND "contaminação" AND "efluente” e foram encontrados 111 artigos. Já através do segundo filtro, “detecção” AND "drogas ilícitas" AND "efluente líquido", foram encontrados 13 artigos. O terceiro filtro "tratamento avançado" AND "drogas ilícitas" AND "efluente líquido” resultou em apenas 3 artigos.

Através da leitura dos títulos dos 127 artigos disponibilizados pela plataforma de busca, foi possível selecionar 30 deles para a leitura do resumo. Destes, constatou-se que apenas 10 faziam relação com o tema de pesquisa e foram lidos na íntegra. Observou-se a repetição de 2 artigos na primeira busca com alteração apenas de idioma, 6 artigos no segundo filtro e os 3 artigos da terceira busca também já havia sido relacionados tanto na primeira quanto na segunda pesquisa, conforme fluxograma da Figura 01.

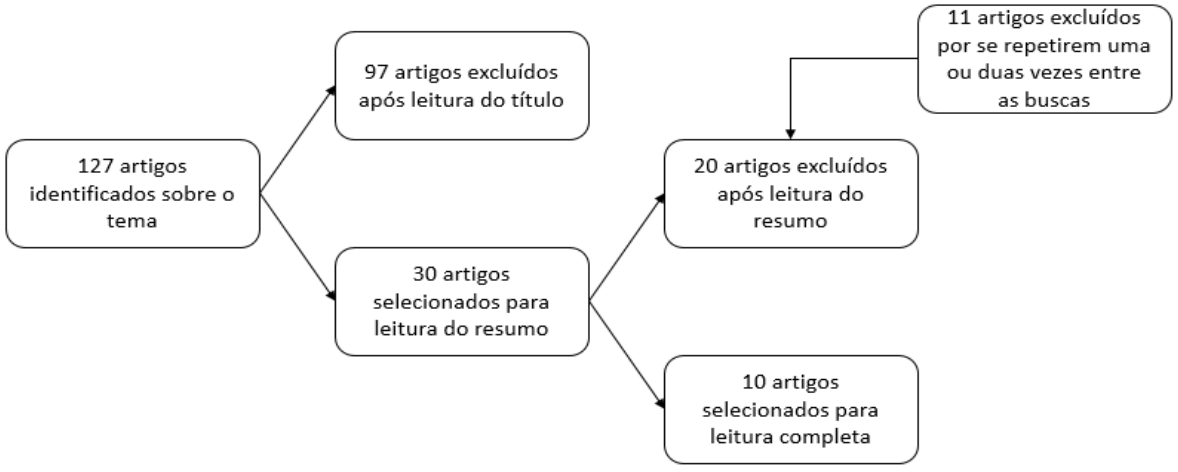


Figura 1. Fluxograma do processo de seleção de artigos.

Os resultados das pesquisas variaram em informações gerais sobre o consumo de droga ilícita no Brasil, classificação das drogas, caracterização geral de micropoluentes endócrinos e métodos de extração das drogas de matrizes como águas de abastecimento e águas residuárias para quantificação das mesmas por equipamentos de alta eficiência, conforme descrito no Quadro 01.

O uso de drogas ilícitas no Brasil e no mundo vem crescendo ao longo do tempo. Este tipo de substância possui efeitos psicotrópicos, causando danos no sistema nervoso central. Como consequência do uso, observam-se efeitos negativos como alteração de humor, de consciência e sentimentos, podendo causar distúrbios comportamentais (Pereira, 2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

Quadro 1. Compilado dos principais resultados apresentados pelo artigos selecionados nesta revisão.

Ano	Autores	Principais Resultados
2019	Ferreira, Al.	Investiga a presença de drogas ilícitas como compostos ativos no meio ambiente, focando nos tipos mais consumidos e sua prevalência.
2018	Pontes, A.	Investiga a presença de cocaína e benzoilecgonina em um igarapé pertencente a uma bacia de Manaus-AM. Foram utilizadas etapas de extração e quantificação em equipamentos de alta eficiência.
2017	Silva, L.; Valente-Ferreira, R.	Relata a necessidade do conhecimento da contaminação dos poluentes emergentes e seus riscos à população.
2017	Montagner, C.; Vidal, C.; Acayaba, R.	Artigo de revisão que associa o cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios dos contaminantes emergentes, em matrizes de água envasada, subterrânea, superficial, de abastecimento público e efluentes bruto e tratado.
2015	Campestrini, I.	Determina sete subprodutos da cocaína em amostras de urina de usuários de droga, bem como a eficiência de remoção de cocaína e benzoilecgonina (principal metabólito da cocaína) em duas estações de tratamento de esgoto.
2013	Feitosa, R.; Sodré, F.	Artigo de revisão que relaciona as principais técnicas de determinação analítica de drogas de abuso em águas superficiais e efluentes, bem como sua ocorrência.
2011	Locatelli, M.	Descreve o mercado e presença de antibióticos e drogas ilícitas em matrizes ambientais. Métodos de extração e determinação em amostras coletadas na bacia do Rio Atibaia (SP).
2011	Silva, C.; Collins, C.	Expõe a alta performance da cromatografia líquida para a separação dos poluentes orgânicos emergentes.
2011	Botelho, E.	Propõe um novo método de analisar amostras de cocaína, os alcoides. Relata também números relevantes do tráfico de drogas e legislação brasileira.
2010	Simões, P.	Descreve possíveis inclusões de etapas de tratamento avançado nos processos das estações de tratamento de águas residuárias convencionais, visando a remoção de micropoluentes endócrinos.

A ANVISA, através da Portaria 344/98, é o órgão regulador das substâncias químicas controladas, podendo ser elas restritas ou proscritas. As drogas ilícitas (entorpecentes) estão definidas no anexo da Portaria divididas em listas que vão de A a F, caracterizando cada grupo por sua restrição e condição de uso ou por sua proscrição (Brasil, 1988).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

As principais drogas de abuso podem ser ingeridas de diversas formas, como: inalação, fumo ou em pó por via intranasal ou endovenosa. De acordo com a forma em que estas drogas são consumidas o corpo as metaboliza em diferentes outras substâncias. A caracterização destas é baseada nas estruturas químicas das substâncias e em suas origens, sendo divididas em grupos dos tipos: canabinoides, cocaínicos, opioides e estimulantes anfetamínicos. Tais classes correspondem a 90% do consumo mundial, dentre todos os tipos de drogas ilícitas. Os canabinoides são derivados da maconha (cannabis), os cocaínicos pertencem à classe dos alcaloides tropânicos e são obtidas a partir das folhas de coca (*Erythroxylum coca*), os opioides têm como principal alcaloide a morfina e são substâncias naturais derivadas do ópio (extrato vegetal herdado das flores da papoula) e os estimulantes anfetamínicos são advindos de substâncias sintéticas da família alfa-metilfenilaminas. (Campestrini, 2015; Feitosa; Sodré; Madaner, 2013).

Segundo a UNODC (United Nations Office on Drugs and Crime), durante o ano de 2016, 5.6% da população global, nas idades entre 15 e 64 anos, fez uso de drogas pelo menos uma vez (275 milhões de pessoas) (World Drug Report, 2018).

No Brasil, destaca-se a cocaína como uma das drogas mais consumidas. Em 2005, de acordo com a pesquisa descrita no Relatório Brasileiro Sobre Droga, onde foram entrevistadas 108 cidades com mais de 200 mil habitantes no Brasil, houve a prevalência do seu uso de 2.9% quando comparada as demais drogas ilícitas. A faixa etária de maior consumo da cocaína está entre 25 e 34 anos (Duarte; Stempliuk; Barroso, 2009). Já em 2012, estimou-se o consumo de cocaína por aproximadamente 2.5 milhões de brasileiros (Laranjeira, 2014). A produção e cultivo de arbustos de cocaína são citados por Botelho (2011), relacionando uma produção mundial igual a 158,800 hectares no ano de 2009.

O uso da cocaína no mundo é crescente, sendo que em 2016 foi estimado o uso da mesma por 18.2 milhões de pessoas e a produção alcançou o nível mais alto, estimando uma fabricação de 1,410 toneladas da droga (World Drug Report, 2018).

Em relação à presença de drogas ilícitas em águas superficiais, subterrâneas e nas matrizes aquáticas, Montagner et al. (2017) citaram as concentrações mínimas e máximas das drogas ilícitas encontradas, para cada uma das matrizes aquáticas, sendo elas: 174-9,717 ng L^{-1} na água residuária bruta, 3.0-5,896 ng L^{-1} em água superficial e 6.0-652 ng L^{-1} em água subterrânea. Já Simões (2010) cita a concentração de 4-300 µg kg^{-1} de drogas ilícitas por massa de matéria sólida nas águas residuais.

Esta contaminação presente em todas as matrizes se dá pelo descarte inadequado das drogas e excreção de seus metabólitos. Assim como citado por Silva e Valente-Ferreira (2017), os tratamentos convencionais de efluentes e águas são ineficientes para a eliminação dos

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

contaminantes emergentes, observando assim, a presença dos poluentes emergentes nas matrizes de água superficial, subterrânea e residuárias. Além de não ser eficiente para o tratamento e retenção dessa classe de poluentes, observa-se a precariedade dos serviços de saneamento básico no Brasil, pois apenas 50.3 % do esgoto produzido no país é coletado, onde 42.7 % destes são tratados em sistemas convencionais (Lourenço, 2018).

Para se ter a remoção dos micropoluentes endócrinos nas etapas de tratamento de efluentes, por exemplo, é necessário levar em consideração as propriedades físico-químicas dos mesmos, a configuração do sistema de tratamento, as condições ambientais e os parâmetros operacionais da estação de tratamento de esgotos. Com isto, pode-se ocorrer fenômenos, principalmente de degradação, que envolvem etapas de biodegradabilidade, variando de acordo com o potencial de cada micropoluente, fotodegração e volatilização. A adsorção também pode ser considerada um mecanismo para remoção, devendo-se levar em consideração que o mesmo transfere a contaminação da fase líquida para a fase sólida do lodo, sendo assim uma substituição e não eliminação (Aquino; Brandt; Chernicharo, 2013).

Ao variar os sistemas de tratamento, a eficiência de remoção de micropoluentes também varia. As etapas de tratamento de esgoto mais comuns são: lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, wetlands e reatores anaeróbios. Com isto, pode-se variar condições que se relacionam aos mecanismos, como, idade de lodo, tempo de detenção hidráulica, potencial hidrogeniônico, entre outros. Os fármacos, como exemplo de uma classe dos micropoluentes, possuem eficiência de remoção, nos sistemas comuns de tratamento de esgoto, variando entre intermediária (20 a 80%) e baixa (<20%). Como possibilidade de aumento desta eficiência tem-se como proposta a ampliação da unidade de tratamento, através de uma terceira fase avançada, que pode incluir a adsorção em carvão ativado, oxidação química, dentre outros (Aquino; Brandt; Chernicharo,2013).

A complexidade da matriz do efluente e a baixa concentração das drogas na mesma, fazem com que métodos avançados sejam necessários para sua quantificação. Para isto, é necessária uma etapa de extração, uma de separação e, por último, uma de detecção. O método mais comum utilizado é a extração da amostra em fase sólida com posterior injeção em um sistema de cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas. Collins e Silva (2011) relatam o uso desta técnica para quantificar nove drogas ilícitas em amostras de efluentes coletadas em estações de tratamento da Bélgica. Locatelli (2011) utiliza do mesmo procedimento para a avaliação de 10 substâncias ilícitas em matrizes aquosas do rio Atibaia em São Paulo, demostrando o perfil diário e semanal de concentração.

Utilizando o mesmo método de quantificação de drogas, Campestrini (2015) avaliou a eficiência de remoção de cocaína e benzoilecgonina (metabólito da cocaína) em duas estações de

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

tratamento de esgoto da cidade de São Paulo e relatou a melhor eficiência entre 96 e 99%. Foi avaliado também amostras de água de abastecimento, onde a benzoilecgonina foi encontrada em níveis de 300 a 1000 ng L^{-1}.

Feitosa e Sodré (2013), relata em seu artigo de revisão a ocorrência de drogas de abuso em efluente bruto, efluente de estação de tratamento de esgotos e água superficial em alguns países. Os autores citam cinquenta e cinco artigos de quantificação de diferentes grupos de drogas, variando as matrizes, o tipo de amostragem, a preservação das amostras, quantidade de amostras e fator de concentração, método de extração e de determinação.

Ferreira (2019), apresenta um estudo recente da contaminação por drogas ilícitas no meio ambiente, selecionando trinta e quatro artigos que avaliavam quantidade de consumo de drogas, concentração destas em águas residuárias e influência do uso de drogas.

Por fim, Pontes (2018) estudou a contaminação de cocaína e benzoilecgonina no igarapé do Franco, situado na cidade de Manaus – AM. Utilizando a extração em fase sólida e análise utilizando a cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas, constatou-se a concentração de cocaína entre 35.41-20,667.73 ng L^{-1} e benzoilecgonina entre 15.73-6,566.37 ng L^{-1}. Fez-se também a estimativa de consumo da população e chegou a um valor entre 0.0005-1.084 mg $(hab.dia)^{-1}$.

Conclusões

O presente trabalho demonstrou a pequena quantidade de artigos publicados relacionados à contaminação de águas superficiais, subterrâneas e residuárias por drogas ilícitas. A quantificação das drogas nas matrizes aquáticas se fez presente em boa parte dos artigos selecionados, em especial, a cocaína e benzoilecgonina (metabólito da cocaína). As concentrações encontradas estão na escala de nanogramas, demostrando-se baixas. Pouco se sabe sobre o potencial de contaminação desse tipo de poluentes orgânicos nos ambientes naturais e seus efeitos negativos. O tratamento avançado pode ser um recurso eficiente para a retenção de micropoluentes, podendo assim, remover estes contaminantes dos efluentes, interrompendo seu ciclo.

Referencias bibliográficas

Aquino, S., Brandt, E., Chernicharo, C. (2013) Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **18**,.5-9.

Botelho, E. (2011) *Desenvolvimento de uma nova metodologia analítica para identificação e quantificação de truxilinas em amostras de cocaína baseada em cromatografia líquida alta eficiência acoplada à espectrometria de massas (CLAE-EM).* Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. Instituto de Química. Programa de Pós-Graduação. Distrito Federal, Brasília, 174 pp.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76758
Vol. 15, No.1, 508-516
6 de abril de 2022

Brasil, (1988) *Portaria Nº 344, de 12 de maio de 1988*. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Acesso em: 05 de fevereiro de 2019. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/svs/1998/prt0344_12_05_1998_rep.html

Campestrini, I. (2015) *Determinação de cocaína e metabólitos em amostras de urina de usuários da droga e em amostras ambientais*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Química. Campinas – SP, 185 pp.

Collins, C., Silva, C. (2011) Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. *Química Nova*, **34**(4), 665-676.

Duarte, P., Stempliuk, V., Barroso, L. (2009) *Relatório Brasileiro Sobre Drogas.* Secretaria Nacional de Políticas Sobra Drogas. Brasília – DF, 2009.

Feitosa, R., Sodré, F., Madaner, A. (2013) Drogas de abuso em águas naturais e residuárias urbanas: ocorrência, determinação e aplicações forenses. *Química Nova*, **36**(2), 291-305.

Ferreira, A. (2019) Estimaciones del consumo de drogas ilícitas derivadas del análisis de aguas residuales: una revisión crítica. *Rev Univ Ind Santander Salud*. **51**(1): 69-80. doi: 10.18273/revsal.v51n1-201900, 2019.

Freiria, R. (2016) Direito das águas: aspectos legais e institucionais na perspectiva da qualidade. Âmbito Jurídico. 2016. Acesso em: 04 de fevereiro de 2019. Disponível em: http://www.ambitojuridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=1738

Laranjeira, R. (2012) II levantamento nacional de álcool e drogas (LENAD) - 2012. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Políticas Públicas de Álcool e Outras Drogas. São Paulo – SP, 2014.

Locatelli, M. (2011) *Avaliação da presença de antibióticos e drogas ilícitas na bacia do Rio Atibaia.* Tese de doutorado em Química. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Química. Campinas-SP.

Lourenço, I. (2018) *Análise do decaimento do cloro residual livre com contaminação pontual na rede de distribuição de água do lago norte – DF em situação de intermitência*. Monografia de projeto final em engenharia ambiental. Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

Montagner, C., Vidal, C., Acayaba, R. (2017) Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Quim. Nova*, **40**(9), 1094-1110.

Nascimento, L., Araújo, R., Alvarez, L. (2015) Contaminantes orgânicos emergentes: impactos e soluções para a saúde humana e o meio ambiente. Departamento de Química e Exatas (DQE), Universidade Estadual do Sudeste da Bahia (UESB). Jaquiezinho – BA.

Pereira, L. (2018) Análise multivariada e espectroscopia no infravermelho aplicadas em análises forenses: drogas e medicamentos. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Exatas. Departamento de Química. Belo Horizonte - MG.

Pontes, A. (2018) Investigação de cocaína e benzoilecgonina em águas residuais de Manaus-AM. Universidade Federal do Amazonas. Pró-reitoria de Pesquisa e Pós-graduação. Programa de Pós-graduação em Química. Manaus – AM.

Silva, C., Collins, C. (2011) Aplicações da cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. *Química Nova,* **34**(4), 665-676.

Silva, L, Valente-Ferreira, C. (2017) Contaminantes emergentes e os seus efeitos nos seres vivos. Data do documento: 2017. Disponível em: https://servicos.toledo.br/repositorio/handle/7574/128

Simões, P. (2010) Contribuição para o estudo da presença e remoção de compostos emergentes de filtros de UV em ETAR. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa. Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Lisboa.

World Drug Report. (2018) *Global overview of drug demand and supply*. United Nations Office on Drugs and Crime. United States Publication, Sales No. E.18.XI.9). 2018.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X

hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

REVISTA AIDIS

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

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DOS DEJETOS DA PECUÁRIA NO ÂMBITO RURAL: UMA REVISÃO DE LITERATURA

* Milla Gomes Albuquerque [1]
Shara Sonally Oliveira de Sousa [1]
Valmir Cristiano Marques de Arruda [1]
Soraya Giovanetti El-Deir [1]

SOCIO-ENVIRONMENTAL IMPACTS OF LIVESTOCK WASTE IN THE RURAL SETTING: A LITERATURE REVIEW

Recibido el 22 de abril de 2021. Aceptado el 8 de noviembre de 2021

Abstract

Animal waste from livestock activities is potentially polluting when improperly disposed of. They can be used as fertilizer for the soil or as energy, serving as a source of income for small farmers. The objective of this work is to deepen the discussion of the use of the biodigester in the sustainable allocation of livestock waste, in order to help properties with less potential impact. A bibliographic review was carried out, in addition to the matrix of indicators adapted from Tommasi to visualize the intensity of each impact. The animal waste proved to be an impacting factor of livestock, being this branch responsible for part of the emission of greenhouse gases. The water pollution from the waste can occur through surface runoff; the compaction of the soil hinders the surface and underground waters, as the entire river, and alter the concentrations of phosphorus and sodium and the commitment of aquatic species. As a solution, it is proposed the use of the biodigester to generate biogas, from residual biomass for energy and fertilizer services, in order to increase the population's income and reduce the environmental impacts caused by waste. The use of this can contribute positively to environmental sanitation.

Keywords: animal waste, environmental pollution, rural environment, solid waste.

[1] Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.
* *Autor correspondente:* Universidade Federal Rural de Pernambuco, Av. Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, PE, CEP 52171-900. Brasil. Email: millagomes0410@gmail.com

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Resumo

Os dejetos de animais oriundos de atividades da pecuária são potencialmente poluidores, quando descartados de maneira inadequada. Estes podem ser utilizados como adubo para o solo ou como energia, servindo como fonte de renda para os pequenos agricultores. O objetivo deste trabalho visa aprofundar a discussão do uso do biodigestor na alocação sustentável dos rejeitos da pecuária, afim de auxiliar as propriedades com menor potencial impactantes. Procedeu-se uma revisão bibliográfica, além da matriz de indicadores adaptada de Tommasi para visualização da intensidade de cada impacto. Os dejetos de animais mostraram ser um fator impactante da pecuária, sendo este ramo responsável por parte da emissão dos gases de efeito estufa. A poluição hídrica proveniente dos dejetos pode dar-se através do escoamento superficial; já a compactação do solo atrapalha as águas superficiais e subterrâneas, como todo o rio, além de alterarem as concentrações de fósforo e sódio e o comprometimento de espécies aquáticas. Como solução, propõe-se a utilização do biodigestor para geração do biogás, a partir da biomassa residual para serviços de energia e fertilizantes, de forma a elevar a renda da população e a diminuir os impactos ambientais causados pelos dejetos. O aproveitamento deste pode contribuir positivamente para o saneamento ambiental.

Palavras chave: ambiente rural, poluição ambiental, resíduos de animais, resíduos sólidos.

Introdução

Com o aumento do uso dos recursos naturais, os problemas ambientais foram acentuados, devido ao consumo inadequado destes que fez com que o processo de mudança climática tenha se acentuado (Lima, 2016). Ao longo dos anos, a sociedade começou a notar a importância da natureza para o funcionamento da vida e a relevância da conservação desta aliada ao correto gerenciamento dos recursos naturais (Bilar *et al*., 2019).

Capra (1996) citou que há uma correlação entre os eventos e a sociedade, de forma que os seres humanos vivem em um processo intermitente com a natureza, com uma relação de dependência. Sendo assim, em meio ao aumento dos problemas advindos da geração de resíduos, surgiu a necessidade de dar-se a correta destinação a estes, com o intuito de diminuir os impactos ambientais negativos e recuperar o meio ambiente. De acordo com Marçal *et al.* (2015), a necessidade por medidas alternativas tornou-se urgente no que diz respeito a diminuição da devastação de florestas e dos rios, por exemplo.

Existe a importância de perceber-se que os resíduos sólidos estão presentes no meio ambiente, de forma sistêmica. Todo os elementos estão interligados, então ao ocultar-se algum ponto de um processo, pode-se alterar o sucesso do gerenciamento de resíduos. Ao fazer-se a disposição de dejetos de animais em locais inapropriados, corre-se o risco de gerar um processo de poluição em ambientes, podendo até provocar comprometimento no padrão sanitário e ambiental do meio (Wentz, 2011).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Analisando a disposição de resíduos, põe-se o olhar para os dejetos de animais em propriedades rurais, que são provenientes de bovinos, suínos, caprinos, ovinos ou galinhas, em sua maior parte. Barbosa e Langer (2011) relataram que os resíduos gerados a partir dos dejetos de animais no meio rural podem ser vistos como um problema quando a destinação é realizada de forma incorreta. Assim, tal situação pode trazer prejuízos à saúde dos moradores da propriedade, com o surgimento vetores de doenças e prejuízos ambientais ao solo, rios e ar, com a emissão de gases.

O problema com dejetos mostra-se decorrente, independentemente do tipo de animal criado na propriedade. Silva *et al.* (2018) mostraram que na suinocultura há altos níveis de contaminações em águas superficiais e em rios que fazem o abastecimento na zona rural e zona urbana. Quando os dejetos são manipulados de forma correta, estes deixam de ser visto como problema e transformam-se numa fonte de nutrientes para o solo (Lima *et al.,* 2017).

Devido a disposição incorreta dos dejetos de animais rurais, necessita-se de informações sobre o efeito dos impactos ambientais causados por tais resíduos. Para isso, mostrou-se interessante um controle de listagem para avaliar os impactos por meio de uma matriz elaborada por Tommasi (1994) onde os indicadores são classificados de acordo com o peso, efeito e classe (Santos, 2019).

As fontes de energias renováveis têm sido bastante usadas, numa perspectiva de aumento do uso de fontes sustentáveis. Estas são capazes de gerar resultados positivos em propriedades rurais, como o desenvolvimento da gestão dos recursos financeiros, a redução dos problemas ambientais e de saúde humana (Barbosa e Langer, 2011). Segundo Borges *et al*. (2016), o Brasil é um dos países com grande potencial de energia renovável, visto que pode agrupar novas áreas à agricultura para a geração de energia sem interferir nas áreas de produção de alimento, sendo uma vantagem na utilização da biomassa. Um exemplo de uso da energia renovável é a proposta de ser uma alternativa para se equilibrar a questão da utilização de fontes não renováveis.

Com intuito de dar a correta destinação dos resíduos da pecuária, uma solução encontrada é o tratamento dos dejetos por meio do uso de biodigestores. Estes processam o metano os transformando em biogás, ao serem alimentados pelos dejetos. Como consequência, ocorre a geração de energia, sendo uma fonte renovável. Mielbratz e Dolzan (2016) constataram que a utilização correta desse dejeto pode também servir como fonte de renda para os pequenos agricultores.

A utilização da biodigestão anaeróbia é usada no Brasil para produzir o biogás, sendo uma forma eficaz de destinação correta dos resíduos da pecuária. Assim, tal procedimento faz com que o produto final seja utilizado em geradores para a iluminação e o aquecimento da propriedade (Mielbratz e Dolzan, 2016). Esta também atua na diminuição de emissão de gases poluentes, na

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

eliminação de alguns patógenos e parasitas presentes em dejetos de alguns animais e na redução do custo da energia elétrica. Portanto, faz-se necessária a destinação final, de modo ambientalmente correta, para a redução dos impactos negativos ao meio rural, que pode ser realizada na utilização dos dejetos em biodigestores. Diante do exposto, o objetivo desse trabalho visa aprofundar a discussão sobre os impactos provenientes dos dejetos de animais da pecuária e do uso de tecnologias na alocação sustentável destes resíduos, buscando auxiliar a exposição estabelecimento de modelos com menor potencial impactante.

Metodologia

Levantamento de dados secundários

Na metodologia desta pesquisa foi adotado o método de revisão bibliográfica, utilizado como Orlandini e Tortelly Neto (2020). Na revisão bibliográfica o autor expõe seu ponto de vista de forma contextual ou teórica, onde formula-se uma investigação a partir da consulta de artigos, revistas e livros, diante disso foi feita a análise crítica sobre o tema estudado.

Matriz de impactos socioambientais

Utilizou-se o *check-list,* que se baseia na matriz de indicadores adaptada a partir de Tommasi (1994). Esta facilitou a visualização dos problemas ambientais pertinentes ao processo estudado e classificou o indicador de acordo com o produto encontrado entre o peso e o efeito dos impactos. Os indicadores avaliaram os impactos no meio físico, químico, biológico, ecológico e socioeconômico. Cada impacto pode apresentar peso 1 (pequeno), 3 (moderado) ou 5 (extremo), classificados de acordo com os princípios analisados (Tabela 1). Os efeitos dos impactos possuem uma gradação que podem ser -1, -3 e -5, de acordo com a intensidade, e zero (0) quando não há impacto. A classificação foi obtida pela multiplicação do peso dos impactos e efeitos destes, variando de 0 (ausente), 1 a 8 (pequeno), 9 a 14 (moderado) e 15 a 25 (extremo).

Tabela 1. Tabela de Tommasi.

INDICADORES	PESO	EFEITO	CLASSE
Físico			
Químico			
Biológico			
Ecológico			
Socioeconômico			
	Pesos dos Impactos	Nota dos efeitos	Classificação
	Extremo – 5	Extremo – 5	Extremo – 25 a 15
	Moderado – 3	Moderado – 3	Moderado – 14 a 9
	Pequeno – 1	Pequeno – 1	Pequeno – 8 a 1
		Ausente – 0	Ausente – 0

Fonte: Tommasi (1994).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Os critérios utilizados para a determinação do peso, do efeito e da classe dos impactos foram de acordo com o grau de importância, tipo e durabilidade, tudo de acordo com a percepção dos autores. Utilizou-se a definição feita por Santos (2019), que denominou os impactos extremos aqueles que interferiram de forma abrangente e extensa; os moderados como mesmo sendo claros, eras mais pontuais; e para os impactos pequenos considerou-se sendo os que alteravam o ambiente, porém não os destruía.

Resultados

Fator impactante da pecuária

O setor da pecuária surgiu com a vinda dos portugueses ao Brasil por volta dos anos de 1550. Esta atividade teve maior importância a partir do século XVIII com o declínio da indústria mineradora, onde aconteceu a expansão dos bovinos pelo interior do país (Silva *et al.,* 2012). Porém, com o passar dos anos, essas mudanças trouxeram prejuízos no meio ambiente, como o desmatamento e as queimadas para abertura de pastos, além da contaminação de rios, animais, plantas e solos, pela utilização sem controle de químicos na terra, dentre outros (Grandi e Brisola., 2009).

Atualmente, o Brasil mostra-se muito dependente do ambiente rural, por meio do agronegócio, visto que se tem grandes arrecadações para o Produto Interno Bruto – PIB em relação aos agros ecossistemas disponíveis no país (Marques *et al.,* 2019).

Pode-se afirmar que o ramo da pecuária é um setor que eleva a produtividade com o passar dos anos, mas sabe-se que é uma atividade econômica que traz efeitos negativos ao meio ambiente. Atualmente, o setor agropecuário tem participação direta e indireta na variação de ciclos hidrológicos e climáticos, causando mudanças na qualidade dos recursos naturais, já que opera diretamente no solo (Fachinetto e Brisola*,* 2018). As pesquisas feitas por Machado *et al.* (2011) mostram que a pecuária é responsável por grande parte da emissão dos gases do efeito estufa, a partir da emissão de metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2).

O volume de dejetos de animais tornou-se um desafio para área ambiental por causa da grande quantidade gerada, podendo contaminar o ambiente (Claudino e Talamini, 2013), visto o elevado risco de poluição do ar e da água (Fernandez-Lopez *et al.,* 2016), além de gerarem gases de efeito estufa (Gomes *et al.,* 2014).

O montante de dejetos produzidos no Brasil contabiliza um alto volume de biomassa residual correspondente a 1.703.773.970 toneladas por ano, incluindo dejetos de aves de postura, frango de corte, bovinos de corte e vacas de leite, sendo 20.379.732 toneladas por ano só de dejetos provenientes de suínos (IPEA, 2012).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Grande parte destes dejetos ficam dispostos em pastagens, visto que a maioria dos modelos de criação são do tipo extensivo, tornando-se difícil o aproveitamento destes dejetos dispersos nas pastagens. Já na criação intensiva foram calculados em 365 milhões de toneladas de dejetos, sendo 70% dispostos de forma inadequada no meio ambiente, gerando impactos ambientais (IPEA, 2010).
De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), apenas 20% da população das áreas rurais do Brasil dispõe de acesso aos serviços de coleta de resíduos. A destinação final destes é realizada por meio da queima ou escavação com o enterramento por 53% da população rural.

Segundo a Organização Mundial da Saúde, os dejetos de animais são responsáveis por mais de 100 tipos de doenças infecciosas e parasitária (Krivtsova *et al.*, 2014), causando impactos negativos à saúde humana (IPEA, 2010). A realização da destinação correta destes resíduos pode trazer benfeitorias ao meio ambiente e também ajudar na obtenção de energia verde (Krivtsova *et al.*, 2014), além do uso como adubo orgânico (IPEA, 2010).

Segundo Qiao *et al.* (2011), o aproveitamento de dejetos destes animais pode contribuir positivamente com a questão do saneamento ambiental, além de promover a geração de energia através do tratamento desta biomassa pela digestão anaeróbia, gerando o biogás.

Impactos ambientais
A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 001 do Art. 2º (Conama, 1986), considera a definição de impacto ambiental como alguma modificação das características físicas, químicas e biológicas ao meio ambiente, seja causada por ofícios de caráter antrópico, seja de forma direta ou indireta, podendo modificar a saúde e bem estar da sociedade; a biota; a qualidade dos recursos naturais, entre outros. A atividade da pecuária, por realizar apropriação antrópica direta dos recursos naturais, apresenta potencial impactante elevado.

A pecuária influencia negativamente na recarga dos lençóis freáticos, por causa da compactação do solo, que faz com que haja a diminuição da infiltração da água, como também traz a degradação das margens dos corpos hídricos (Souza, 2010). Os dejetos provenientes do setor pecuário, quando dispostos de forma inadequada, afetam negativamente as águas superficiais e subterrâneas (Copeland, 2010). De acordo com Stival, Errera e Aisse (2017), estes necessitam ser bioestabilizados no solo para que não ocorra a emanação de maus odores.

A poluição das águas pode se dar de várias maneiras; um exemplo pode ser visto no escoamento superficial da chuva, que carreia ao corpo hídrico uma quantidade considerável de substâncias como dejetos de animais (Freitas *et al.,* 2017). Assim, pode afetar toda uma comunidade que utiliza um rio, devido à contaminação da água (Barbosa e Langer., 2011; Gomes *et al*., 2014).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Um impacto causado nas águas devido aos resíduos de animais foi a elevação de nutrientes como o nitrato (Mayo *et al.*, 2019). Percebeu-se que quando o dejeto é disposto de forma contínua no solo, há o enriquecimento de fósforo (P) neste meio e também nos corpos hídricos, sendo este nutriente lixiviado por meio do escoamento superficial (Gatiboni *et al.,* 2015). O aumento do nível de P em corpos hídricos é prejudicial ao ambiente, pois o sistema natural da água possui baixa concentração de P. Quando ocorre a elevação da quantidade de P num corpo hídrico, pode ocorrer a eutrofização, situação imprópria para o uso da água. Quando os resíduos dos animais da pecuária são dispostos diretamente na água, pode ocorrer a mortandade de espécies aquáticas, a reprodução de patógenos provocadores de doenças e a eutrofização do corpo hídrico (Gomes *et al.,* 2014).

Segundo Condé *et al.* (2012), a presença de dejetos de suínos dispostos diretamente no terreno traz um aumento inconveniente de sódio nestes. Esta quantidade elevada de sódio (Na) pode modificar as características físicas naturais do solo, promovendo a desunião e dispersão dos minerais de argila em fragmentos menores, que bloqueiam os poros deste e, consequentemente, diminuindo a taxa de infiltração e ampliando os perigos de erosão.

Os impactos ambientais causados pela má gestão da pecuária podem ser visualizados na atmosfera através da emissão de gases de efeito estufa (GEE), como a emissão do metano (CH_4), por meio das fezes e da respiração (Barbosa e Langer*,* 2011; Gomes *et al.,* 2014). Tal atividade também gera óxido nitroso (N_2O) e dióxido de carbono (CO_2). Assim, devido ao aumento populacional e à demanda por alimentos, a expansão do setor pecuário traz como consequência a emissão dos GEE, com projeção de emissão por quarenta anos, caso não haja intervenção (O'mara, 2012).

Outro elemento afetado pelos impactos da criação de animais da pecuária, o carbonato de amônio (NH_2COONH_4). Este é um composto químico que, ao unir-se com os gases da amônia (NH_3) e do dióxido de carbono (CO_2), causa problemas na atmosfera e na saúde humana. Assim, observa-se o aparecimento de alergias, irritações e distúrbio neurológico em humanos; na atmosfera, problemas como a alteração do efeito estufa e a presença de chuvas ácidas (Lopes *et al.*, 2013).

Segundo Sarro (2016), com a diminuição da camada de ozônio por causa da emissão dos GEE, os impactos da radiação ultravioleta aumentam na Terra, comprometendo o crescimento de espécies aquáticas como peixe, caranguejos e camarões, além de diminuir a produtividade do fitoplâncton, que é responsável por absorver quantidades consideráveis de dióxido de carbono. Essa alteração no fitoplâncton pode favorecer o aquecimento global, visto que a diminuição da produção primária e da atividade fotossintetizante também diminui a captação do dióxido de carbono na camada subsuperficial e fótica dos corpos hídricos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Segundo Santos *et al.* (2014), a adoção de um sistema de tratamento de resíduos adequado auxilia na redução da possível poluição causada pelos dejetos, onde é possível alcançar níveis de nutrientes e micro-organismos dentro dos padrões aceitáveis de acordo com a Legislação Ambiental, assim então concedendo uma melhora na qualidade dos efluentes.

Matriz de Tommasi

Os impactos ambientais gerados pela disposição inadequada dos dejetos de animais puderam ser agrupados na matriz de Tommasi (Tabela 2), a partir do que pode ser visualizado nas literaturas lidas durante a pesquisa do trabalho.

Tabela 2. Impactos ambientais.

Parâmetro ambiental	Impacto	Peso	Efeito	Classe
Físico	Odor	1	1	1
	Diminuição da infiltração da água	3	5	15
	Desunião e dispersão dos minerais de argilas	3	3	9
Químico	Diminuição da camada de ozônio	3	1	3
	Aumento de Na (sódio)	3	1	3
	Enriquecimento de P (fósforo) no solo e/ou na água	3	3	9
Biológico	Elevação de vetores de doenças	3	1	3
	Alteração da biocenose	5	3	15
Ecológico	Alteração no fitoplâncton	5	5	25
	Comprometimento do crescimento de espécies aquáticas	5	3	15
	Eutrofização	5	3	15
Socioeconômico	Uso do dejeto como adubo	3	5	15
	Alteração na potabilidade da água	3	3	9
	Doenças parasitárias	3	1	3
	Alergias e irritações	1	1	1

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Princípios da sustentabilidade

A investigação pelo desenvolvimento sustentável dá-se nas mudanças de paradigmas e alteração de hábito, com a mudança da visão antropocêntrica (Costa *et al.,* 2017). Ao criar-se uma visão sistêmica, a utilização do biogás a partir da biomassa residual mostra-se importante para oferecer energia, onde é possível perceber-se a necessidade de equilibrar as atividades produtivas com o meio ambiente (Buhring, 2018).

Uma alternativa sustentável mostrada por Toller (2016) é o uso de biodigestor, que é uma tecnologia de fácil manejo e sustentável. Este tipo de tecnologia é de fácil entendimento, adaptável às propriedades pequenas ou médias e de baixo valor na instalação, operação e conservação (Ventura *et al.*, 2012). O uso de biodigestores colabora para a sustentabilidade de atividades do setor agropecuário, visto o aproveitamento do dejeto. É possível elevar a renda da população e, também, converter em fonte de energia através do biogás, além destes resíduos serem uma fonte de adubo - biofertilizantes (Quadros *et al*., 2015). Os suínos, por exemplo, têm importância na economia. Entretanto, existe a necessidade de que haja um desenvolvimento sustentável, de modo que se evite prejuízos ambientais e econômicos advindos da falta de tratamento dos dejetos destes animais (Silva *et al.,* 2018).

Biodigestor e biogás

O biodigestor é um equipamento fechado constituído com uma entrada para alocação dos resíduos e duas saídas, uma sendo para a remoção do biogás e a outra para os resíduos líquidos resultantes do processo (Oliveira *et al.,* 2012). De acordo com Cervi *et al.* (2010), o tratamento de resíduos orgânicos por meio do uso de biodigestores mostra-se um mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL), uma vez que este podem levar certificações por causa da diminuição das emissões de gases do efeito estufa.

Um biodigestor anaeróbio é de fácil construção, sendo este protegido do contato com o ar atmosférico. O processo ocorre de forma que a biodigestão dos resíduos orgânicos aconteça pelo processo fermentativo anaeróbio, sem o oxigênio molecular livre (Silva, 2015).

Para Silva (2013), os biodigestores são de grande valia para o desenvolvimento sustentável, levando suporte econômico para pequenas comunidades, o que propicia a diminuição de dejetos de animais, como também a eliminação de organismos patogênicos e parasitas. Estes também apresentam outros benefícios, como a diminuição dos resíduos, a produção de energia limpa, a geração de biofertilizante com potencial uso para agricultura e a minimização da emissão dos gases de efeito estufa (Nascimento *et al.,* 2017).

A digestão anaeróbia também pode resultar na produção do gás natural após a purificação deste, sendo utilizado como combustível para veículos (Santos *et al*., 2018).

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Biodigestor para dejetos de animais

Dhanalakshimi e Ramanujam (2012) relataram que existem vários processos de tratamentos de dejetos de animais e que a biodigestão anaeróbia mostrou-se bastante eficiente, uma vez que o biodigestor também auxilia nas adversidades do saneamento ambiental.

Estudos mostraram que os caprinos, bovinos e suínos podem ter os dejetos aproveitados em biodigestores para a geração de energia (Calza *et al.,* 2015). Mas que os dejetos de suínos têm uma maior vantagem para a geração de biogás quando comparados a outros animais, estes produzem até 560 m³ biogás/tonelada de dejetos e também têm elevada concentração de metano (Santos e Nardi Junior, 2013).

A opção do biodigestor é mais usada comumente para o local que produz quantidade elevada de dejetos, este podendo ser utilizado como fonte de energia na ou vendido para a companhia de energia elétrica (Cardoso *et al.,* 2015).

Outro fator positivo da produção do biogás por resíduos de animais no biodigestor, pode ser visto na transformação em crédito de carbono, fazendo com que esta tecnologia seja expandida à níveis globais, devido a necessidade por fontes de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL) (Strassburg *et al.,* 2016).

Apesar das vantagens oferecidas pelo uso de biodigestores, Silva *et al.* (2019) relatam que o Brasil ainda avança de forma lenta devido à falta de mão de obra técnica e mais barata, mesmo com o alto número de rebanho de aves e suínos.

Conclusões

Conclui-se que os dejetos provenientes dos animais do meio rural podem causar impactos socioambientais. Sendo assim, a matriz de impactos elaborada por Tommasi mostra-se importante a fim de classificar o perigo destes impactos ao meio. Então pode-se destacar os impactos considerados extremos, que foram a diminuição da infiltração da água, no meio físico; a alteração da biocenose, ou alteração do conjunto de populações que existem em um ambiente, no meio biológico; a alteração no fitoplâncton, o comprometimento do crescimento de espécies aquáticas e a eutrofização, no meio ecológico; e, no meio socioeconômico, assinala-se um impacto positivo que foi o uso do dejeto com adubo, que pode ser utilizado como uma boa fonte de renda para o pequeno proprietário rural.

Uma proposta de destinação correta dos dejetos de animais da pecuária é o uso de biodigestores para a geração de biogás. Este uso mostra ser uma solução viável para o tratamento resíduos orgânicos, como os dejetos de animais, já que tem grande potencial de reduzir a poluição ambiental. Este processo resulta em energia e biofertilizante, o que se torna viável devido ao decaimento dos impactos que são extremos.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

O estudo deste tema torna-se relevante para que em programas socioambientais do governo, focados na realidade rural, a tecnologia de biodigestores possa ser encarada como uma política pública para geração de trabalho e renda da pecuária. Compreende-se que há necessidade de maior aprofundamento da temática, definindo os preceitos básicos para a construção de políticas públicas focadas no empoderamento socioambiental de comunidades rurais tradicionais.

Referências bibliográficas

Barbosa, G., Langer, M. (2011) Uso de biodigestores em propriedades rurais: uma alternativa à sustentabilidade ambiental. *UNOESC & Ciência – ACSA,* Joaçaba, **2**(01), 87-96.

Bilar, A. B. C., Silva, A. H. G., Silva, A. C. S., Silva, C. M., Souza, E. K., Santos, I. B., Moura, F. F. S., Albuquerque, C. R. S. (2019) Gestão ambiental em publicações científicas nacionais: uma revisão sistemática. *Journal of Environmental Analysis and Progress.* **04**(04), 290-296, 2019. https://doi.org/10.24221/jeap.4.4.2019.2822.290-296.

Borges, A. C. P., Silva, M. S., Alves, c. T., Torres, A. E. (2016) Energias renováveis: Uma contextualização da biomassa como fonte de energia. *REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA Fortaleza*. **10**(2), 23-36.

Buhring, G. M. B. (2018) *Estrutura conceitual integrando DPSIR, rede causal e serviços ecossistêmicos para análise ambiental dos dejetos na produção intensiva de animais***.** Tese. Universidade Federal da Santa Maira. 163 pp.

Calza, L. F., Lima, C. B., Nogueira, C. E. C., Siqueira, J. A. C., Santos, R. F. (2015) Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. *Engenharia Agrícola.* **35**(6), 990-997. https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v35n6p990-997/2015

Cardoso, B. F., Oyamada, G. C., Silva, C. M. (2015) Produção, tratamento e uso dos dejetos de suínos no Brasil. *Desenvolvimento em questão.* **13**(32), 127-145.

Cervi, R. G., Esperancini, M. S. T., Bueno, O. C. (2010) Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. *Engenharia Agrícola,* Jaboticabal, **30**(5), 831-844.

Claudino, E. S., Talamini, E. (2013) Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: Uma revisão de literatura. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, **17**(1), 77-85. https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100011.

Conama. (1986) *Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986*. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>. Acesso em: jun. 2020.

Condé, M. S., Homem, B. G. C., Almeida Neto, O. B., Santiago, A. M. F. (2012) Influência da Aplicação de Águas Residuárias de Criatórios de Animais no Solo: Atributos Químicos e Físicos. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, **2**(1), 99-106.

Copeland, C. (2010) *Animal Waste and Water Quality: EPA Regulation of Concentrated Animal Feeding Operations (CAFOs)*. Congressional Research Service, 24 pp.

Costa, A. R. S., Pinehiro, S. M. G., Melo, A. M., El-Deir, S. G. (2017) Os princípios da sustentabilidade como norteadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos. *Holos Environment,* **17**(1), 94-109. DOI: http://dx.doi.org/10.14295/holos.v17i1.11510

Dhanalakshmi, S. V., Ramanujam, R. A. (2012) Biogas generation in a vegetable waste anaerobic digester: An analytical approach. *Research Journal of Recent Sciences***, 1**(3), 41-47.

Fachinetto, J. D., Brisola, M. V. (2018) Evolução dos estudos sobre a produção de bovinos de corte e a emissão de gases de efeito estufa decorrente dessa atividade na região central do Brasil. *Desenvolvimento Meio Ambiente.* **45**, 180-193. http://dx.doi.org/10.5380/dma.v45i0.47354

Fernandez-Lopez, M., López-González, D., Puig-Gamero, M., Valverde, J. L., Sanchez-Silva, L. (2016) CO_2 gasification of dairy and swine manure: A life cycle assessment approach. *Renewable Energy*. **95**, 552-560. https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.04.056

Freitas, D. A. C., Castro, M. L. L., Byk, J., Guimarães, R. M., Oliveira, A. P. A. (2017) *Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água no córrego pipoca em Morrinhos/GO*. I Simpósio Interdisciplinar em Ambiente e Sociedade. Goiás. **1**(1), 229-244.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Gatiboni, L. C., Smyth, T. J., Schmitt, D. E., Cassol, P. C., Oliveira, C. M. B. (2015) Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **39**(0), 1225-1234. http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbcs20140461.

Gomes, A. C. A., Rocha, M. M., Galvão, A. S., Albino, P. M. B. (2014) Incentivos para a viabilização do biogás a partir dos resíduos da pecuária leiteira no Estado de Minas Gerais. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*. **30**(0), 149-160. http://dx.doi.org/10.5380/dma.v30i0.34192

Grandi, J, Brisola, M. V. (2009) Produção rural sustentável: uma análise das práticas adotadas pelas Organizações rurais da região noroeste de Minas Gerais. In*:VI Jornadas de Estúdios Agrarios y Agroindustriales*, Buenos Aires – Arg, 12 pp**.**

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2002) *Censo Demográfico de 2002.* Acesso em: 28 mai. 2020. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81847.pdf

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2010) *Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para a Gestão de Resíduos Sólidos*. Acesso em: mai. 2020. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/100514_relatpsau.pdf

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2012) *Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastorial e Agroindústrias Associadas:* Relatório de pesquisa. Brasília: IPEA. Acesso em: jun. 2020. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=15493:relatorio-de-pesquisa-do-ipea-setembro-2012&catid=222:dirur&directory=1.

Krivtsova, N., Gaga, S. G., Desiatnichenco, A. A., Popok, E. V. Zaitceva, E. V. (2014) Synthetic Liquid Fuels Obtained By Thermolysis of Animal Waste. *Procedia Chemistry,* **10**(1), 441-447. https://doi.org/10.1016/j.proche.2014.10.074

Lima, E. C. (2016) *Investimento em energia renovável: fontes biomassa, eólica e solar*. Monografia (Análises Ambientais e Desenvolvimento Sustentável) – Centro Universitário de Brasília, Brasília. 40 pp.

Lima, L. P., Brainer, M. M. A., Cunha, W. F., Pereira, A. K., Neto, R. F. (2017) Impactos ambientais dos resíduos da suinocultura industrial e alternativas de tratamento. *Colloquium Agrariae,* **13**(2), 235-253. https://doi.org/10.5747/ca.2017.v13.nesp2.000230

Lopes, C. R. M., Filho, N. R. A., Alves, M. I. R. (2013) Impactos ambientais e sociais causados por voláteis emanados por excrementos de suínos. *Enciclopédia Biosfera*, **9**(17), 3556-3565.

Machado, F. S., Pereira, L. G. R., Guimarães Junior, R., Lopes, F. C. F., Campos, M. M., Morenz, M. J. F. (2011) Emissões de metano na pecuária: conceitos, métodos de avaliação e estratégias de mitigação. Juiz de Fora: *Embrapa Gado de Leite*. 92 pp.

Marçal, N., Santos, A., Marçal, N., Lucena, S. (2015) Gestão ambiental: tecnologia sustentável para o desenvolvimento no sertão paraibano*. Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental,* **4**(2), 139-159.

Marques, J. G. C., Paixão, K. S., Lyra, M. R. C. C., Carvalho, R. M. C. M. O., Silva, R. F. (2019) Gestão para a sustentabilidade no ambiente rural. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental.* Florianópolis, **8** (4), 312-329.

Mayo, A. L., Ritter, D. J., Bruthans, J., Tingey, D. (2019) Contributions of commercial fertilizer, mineralized soil nitrate, and animal and human waste to the nitrate load in the Upper Elbe River Basin, Czech Republic*. HydroResearch***, 1**(1), 25-35. https://doi.org/10.1016/j.hydres.2019.04.003

Mielbratz, M., Dolzan, M. V. (2016). O tratamento de esgotos e dejetos em propriedades rurais sustentáveis. *Revista Maiêutica*, Indaial, **4**(1), 75-82.

Nascimento, K. L. S., Maia, S. M. F., Silva, S. J. C., Santos, E. L. (2017) Geração de energia elétrica e viabilidade técnico-econômica de um biodigestor no setor hospitalar. *Pubvet – Medicina veterinária e zootecnia.* **11**(12), 1263-1273. http://dx.doi.org/10.22256/PUBVET.V11N12.1263-1273

Oliveira, L.R., Medeiros, R.M., Terra, P.B., Quelhas, O. L. G. (2012) Sustentabilidade: da evolução dos conceitos à implementação como estratégia nas organizações. *Produção*, **22**(1), 70-82.

O'Mara, F. P. (2012) The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of Botany,* **110**(6), 1263-1270.

Orlandini, I., Tortelly Neto, R. (2020) Redução de impactos ambientais gerados pela bovinocultura de leite: revisão bibliográfica. *Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária FAG.* **3**(1), 144-156.

Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica. ISSN 0718-378X
hthttp://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78123
Vol. 15, No.1, 517-529
6 de abril de 2022

Qiao, W. (2011) Evaluation of biogás production from diferente biomass wastes with/without hydrotermal pretreatment. *Renewable Energy.* **36**(12), 313-318. https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.05.002

Quadros, D. G., Oliver, A. P.M., Regis, U., Valladares, R. (2015) Analise econômica do biodigestor para aproveitamento dos dejetos da caprinocultura na agricultura familiar nordestino*. Energia na Agricultura*, Botucatu, **30**(1), 1-10.

Santos, E. B., Nardi, J. (2013) Produção de biogás a partir de dejetos de origem animal. *Tekhne e Logos*, **4**(2), 80-90.

Santos, J. C. P. (2019) Avaliação dos Impactos Ambientais Gerados por Embalagens Vazias de Agrotóxicos em uma Propriedade de Agricultura Familiar. *Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade.* **7**, 66-74.

Santos, L. A., Santos, A. F. M. S., Valença, R. B., Jucá, J. F. T., Oliveira, C. R. M. (2018) Produção de biogás a partir de bagaço de laranja. *Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia.* **4**(3), 22-27.

Santos, L. D., Mayerle, S.F., Campos, L.M.S. (2014) Tecnologias e sistemas de tratamento para os dejetos da suinocultura*. Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **9**(5), 12- 18.

Sarro, V. M. (2016) *Os mecanismos da governança global para proteção da camada de ozônio*. Dissertação, Universidade Católica de Santos. 99 pp.

Silva, H. W. (2013) A tecnologia da biodigestão anaeróbica de biogás por dejetos de suínos*. Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável.* 3(1), 56-60.

Silva, M. C., Boaventura, V. M., Fioravanti, M. C. S. (2012) História do povoamento bovino no Brasil Central. *Revista UFG*, ano XIII, 13(13), 34-41.

Silva, M. L., Alcócer, J. C. A., Pinto, O. R. O., Queiroz, D. M. B. (2018) Biodigestor como uma tecnologia de aproveitamento dos dejetos de suínos: alternativa sustentável no município de Barreira, Ceará. *Interdisciplinary Scientific Journal.* **5**(3), 1-14.

Silva, T. H. L., Santos, L. A., Oliveira, C. R. M., Jucá, J. F. T., Porto, T. S., Santos, A. F. M. S. (2019) Determinação do potencial de metano de cama de frango através de ensaio BMP (Biochemical Methane Potential). *Revista Geama - Ciências Ambientais e Biotecnologia.* **5**(2), 10-19.

Silva, Z. R. (2015) Manual didático do biodigestor. Mestrado profissional em ensino de ciências e tecnologia. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 132-166.

Souza, J. S. (2010) O impacto ambiental atribuído à pecuária. Programa de Pós Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual de Maringá. *Revista CRMV- PR.*

Stival, L., Errera, M., Aisse, M. (2017) Avaliação do desempenho de uma unidade de biodigestão em escala real tratando dejetos da suinocultura. *Revista Brasileira de Energias Renováveis.* **6**(5), 983-994. http://dx.doi.org/10.5380/rber.v6i5.52641

Strassburg, U., Oliveira, N. M., Rocha Junior, W. F. (2016) O potencial de geração de Biogás proveniente da criação de suínos no oeste do Paraná: um estudo exploratório. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, **9**(4), 803-818.

Toller, M. A. (2016) Transformação de Resíduos Agroindustriais Através de Biodigestores: Uma Gestão Sócio-Ambiental*. Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **5**(1), 42- 50.

Tommasi, L. R. (1994*) Estudo de Impacto Ambiental*. **1°** ed., São Paulo, CETESB, 355 pp.

Ventura, A. C., Garcia, L. F., Andrade, J. C. S. (2012) Tecnologias sociais: as organizações não governamentais no enfrentamento das mudanças climáticas e na promoção de desenvolvimento humano*. Cad. EBAPE*. BR, Rio de Janeiro, **10**(3), 605-629.

Wentz, F. M. A. (2011) *A educação ambiental como meio de ação nas atividades agrícolas para preservação dos solos e da água nas comunidades rurais do município de Santo Ângelo – RS.* Monografia de Especialização. Curso de especialização em Educação Ambiental. Universidade Federal de Santa Maria. 58 pp.