

Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologias para a Sustentabilidade 5

AMIGO DO MEIO AMBIENTE

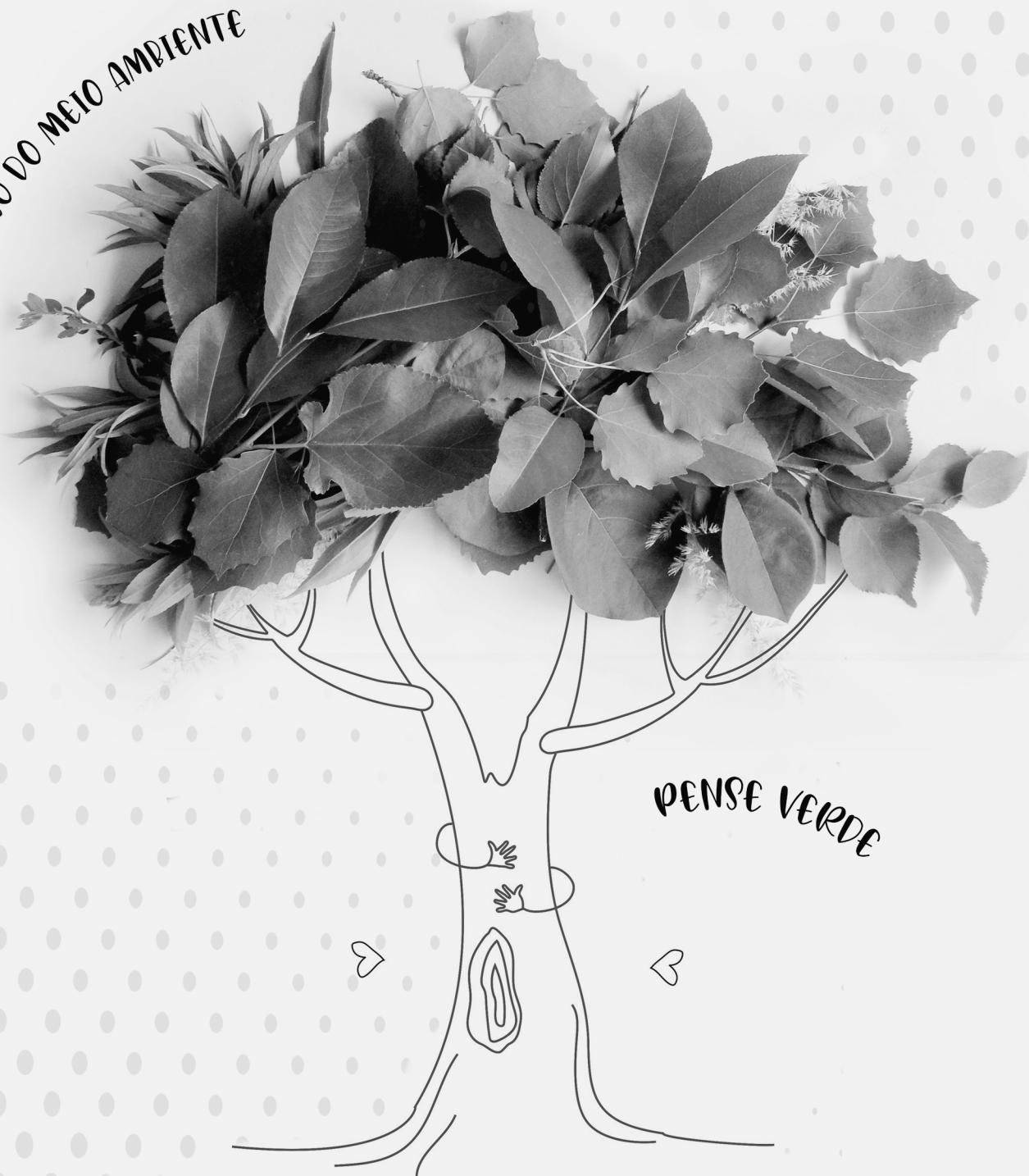


PENSE VERDE

Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologias para a Sustentabilidade 5

AMIGO DO MEIO AMBIENTE



PENSE VERDE

Helenton Carlos da Silva
(Organizador)

Atena
Editora
Ano 2020

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Diagramação: Lorena Prestes

Edição de Arte: Lorena Prestes

Revisão: Os Autores



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores. Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Profª Drª Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa

Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia

Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá

Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima

Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros

Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice

Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins

Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Universidade Federal do Maranhão

Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará

Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste

Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador

Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Prof. Dr. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Profª Drª Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Profª Drª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Profª Drª Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Fernando José Guedes da Silva Júnior – Universidade Federal do Piauí
Profª Drª Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Profª Drª Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Profª Drª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Profª Drª Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto

Prof. Dr. Alexandre Leite dos Santos Silva – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
Prof^a Dr^a Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Prof^a Dr^a Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Prof^a Dr^a Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Prof^a Dr^a Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Conselho Técnico Científico

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza
Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Prof^a Dr^a Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Prof^a Dr^a Andrezza Miguel da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais
Prof^a Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar
Prof^a Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos
Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo
Prof^a Dr^a Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas
Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Prof^a Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília
Prof^a Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco
Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás
Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil
Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases
Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Prof. Me. Euvaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí
Prof^a Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora
Prof. Dr. Fabiano Lemos Pereira – Prefeitura Municipal de Macaé
Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas
Prof^a Dr^a Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo
Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária
Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná
Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina
Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro
Prof^a Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Me. Javier Antonio Albornoz – University of Miami and Miami Dade College
Prof^a Ma. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará
Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay
Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco

Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa
 Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFPA
 Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis
 Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR
 Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
 Profª Ma. Lilian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará
 Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ
 Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás
 Prof. Me. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe
 Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados
 Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná
 Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos
 Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior
 Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo
 Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
 Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco
 Prof. Me. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados
 Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal
 Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo
 Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana
 Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)	
E57	<p>Engenharia sanitária e ambiental [recurso eletrônico]: tecnologias para a sustentabilidade 5 / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena, 2020.</p> <p>Formato: PDF Requisitos do sistema: Adobe Acrobat Reader. Inclui bibliografia ISBN 978-65-5706-157-2 DOI 10.22533/at.ed.572200107</p> <p>1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária. 3. Sustentabilidade. I. Silva, Helenton Carlos da.</p> <p style="text-align: right;">CDD 628</p>
Elaborado por Maurício Amormino Júnior CRB6/2422	

Atena Editora
 Ponta Grossa – Paraná - Brasil
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A obra *“Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologias para a Sustentabilidade 5”* aborda uma série de livros de publicação da Atena Editora e apresenta, em seus 25 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da importância da sustentabilidade aplicada às novas tecnologias na engenharia sanitária e ambiental.

No campo do saneamento básico pouco esforço tem sido feito para refletir sobre a produção do conhecimento e os paradigmas tecnológicos vigentes, embora a realidade tenha, por si, só exigido inflexões urgentes, principalmente, no que diz respeito ao uso intensivo de matéria e energia e ao caráter social de suas ações.

Um dos grandes problemas da atualidade refere-se à quantidade de resíduos sólidos descartado de forma inadequada no meio ambiente. E com o objetivo de promover a gestão dos resíduos sólidos foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 12.305/2010, considerada um marco regulatório, que permite o avanço no enfrentamento dos problemas relacionados ao manejo inadequado dos resíduos sólidos.

Desta forma a conservação da vida na Terra depende intimamente da relação do homem com o meio ambiente, especialmente, quanto à preservação dos recursos hídricos. A água, dentre seus usos múltiplos, serve ao homem como fonte energética. Atualmente, em um contexto de conscientização ambiental, a opção por essa matriz de energia vem se destacando tanto no Brasil como no mundo.

O uso desordenado dos recursos hídricos pela população vem afetando na disponibilidade da água, a qual é indispensável para a manutenção da vida. Diante disso, buscam-se alternativas de abastecimento visando à preservação da mesma.

A utilização de recursos hídricos representa um desafio para a sociedade mundial e as águas residuárias de origem doméstica ou com características similares, podem ser reutilizadas para fins que exigem qualidade de água não potável.

Com o aumento da população e avanços científicos e tecnológicos, a cada dia a produção de resíduos cresce mais e os impactos ao meio ambiente, na mesma proporção. Com isso, os problemas relacionados à gestão destes resíduos necessitam da adoção de técnicas e tecnologias desde sua segregação à disposição final, visando à destinação adequada e a implantação de programas voltados tanto para uma redução na produção de resíduos, como também na disposição final destes.

Neste sentido, este livro é dedicado aos trabalhos à sustentabilidade e suas tecnologias que contribuem ao desenvolvimento da Engenharia Sanitária e Ambiental. A importância dos estudos dessa vertente é notada no cerne da produção do conhecimento, tendo em vista a preocupação dos profissionais de áreas afins em contribuir para o desenvolvimento e disseminação do conhecimento.

Os organizadores da Atena Editora agradecem especialmente os autores dos diversos capítulos apresentados, parabenizam a dedicação e esforço de cada um, os quais viabilizaram a construção dessa obra no viés da temática apresentada.

Por fim, desejamos que esta obra, fruto do esforço de muitos, seja seminal para todos que vierem a utilizá-la.

Helenton Carlos da Silva

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
A CONSOLIDAÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS COMO UMA FERRAMENTA DE CONTROLE E MITIGAÇÃO DOS EFEITOS CAUSADOS PELA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NO BRASIL E NO MUNDO	
Jordana dos Anjos Xavier Valter Antonio Becegato Daniely Neckel Rosini Flávio José Simioni	
DOI 10.22533/at.ed.5722001071	
CAPÍTULO 2	15
APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO NO RS	
Vitória de Lima Brombilla Bruno Segalla Pizzolatti Siara Silvestri Julia Cristina Diel Willian Fernando de Borba	
DOI 10.22533/at.ed.5722001072	
CAPÍTULO 3	24
AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE AGENTES QUÍMICOS OU DANOS AMBIENTAIS E SEUS EFEITOS A <i>LEPTODACTYLUS LATRANS</i> (LINNAEUS, 1758)	
Raquel Aparecida Mendes Lima Adriana Malvasio Melissa Barbosa Fonseca Moraes	
DOI 10.22533/at.ed.5722001073	
CAPÍTULO 4	37
AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE VIABILIDADE AGRONÔMICA E IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM SISTEMA DE AQUAPONIA NA FAZENDA SÃO JOÃO - SÃO CARLOS - SP	
Gustavo Ribeiro Artur Almeida Malheiros Maria Olímpia de Oliveira Rezende Luiz Antonio Daniel Tadeu Fabrício Malheiros Jose F. Alfaro Maria Diva Landgraf	
DOI 10.22533/at.ed.5722001074	
CAPÍTULO 5	53
CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PONTE GRANDE NO MUNICÍPIO DE LAGES/SC	
Lais Lavnitck Valter Antonio Becegato Pamela Bicalli Vilela Camila Angélica Baum Eduardo Costa Duminelli Fabiane Toniazco Alexandre Tadeu Paulino	
DOI 10.22533/at.ed.5722001075	

CAPÍTULO 6	71
CONFLITOS AMBIENTAIS E O TERMO DE AJUSTAMENTO DE CONDUTA	
Laura Maria Bertoti Valter Antonio Becegato Vitor Rodolfo Becegato Alexandre Tadeu Paulino	
DOI 10.22533/at.ed.5722001076	
CAPÍTULO 7	81
ESTUDO OBSERVACIONAL DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NAS UNIDADES DE SAÚDE DA FAMÍLIA DE FEIRA DE SANTANA, BA	
Isabela Machado Sampaio Costa Soares	
DOI 10.22533/at.ed.5722001077	
CAPÍTULO 8	90
GESTÃO INTEGRADA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: CONCEITOS E PERSPECTIVAS NA LITERATURA CIENTÍFICA	
Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi	
DOI 10.22533/at.ed.5722001078	
CAPÍTULO 9	103
GESTÃO INTEGRADA E SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUA IMPORTÂNCIA NO CONTROLE DO <i>Aedes Aegypti</i> E DE ARBOVIROSES NO BRASIL	
Luiz Roberto Santos Moraes	
DOI 10.22533/at.ed.5722001079	
CAPÍTULO 10	112
IMPACTO EM RUPTURA DE BARRAGENS DECORRENTES DE ALTERAÇÕES AMBIENTAIS: ESTUDO DE CASO DA BARRAGEM HEDBERG	
Paola Bernardelli de Gaspar José Rodolfo Scarati Martins	
DOI 10.22533/at.ed.57220010710	
CAPÍTULO 11	132
INOVAÇÃO EM BUILDING INTEGRATED PHOTOVOLTAICS SYSTEM - BIPV: ESTUDO DE CASO DA PATENTE DA TESLA PARA PAINÉIS FOTOVOLTAICOS INTEGRADOS AO TELHADO	
Affonso Celso Caiazzo da Silva Maria Beatriz da Costa Mattos Maria Clarisse Perisse Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega	
DOI 10.22533/at.ed.57220010711	
CAPÍTULO 12	143
MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO LAGE, CARATINGA – MG	
José Geraldo da Silva Aline Gomes Ferreira Kleber Ramon Rodrigues Erick Wendelly Fialho Cordeiro	
DOI 10.22533/at.ed.57220010712	

CAPÍTULO 13 154

O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS

Daniely Neckel Rosini
Valter Antonio Becegato
Alexandre Tadeu Paulino
Débora Cristina Correia Cardoso
Jordana dos Anjos Xavier

DOI 10.22533/at.ed.57220010713

CAPÍTULO 14 172

PANORAMA HIDROELÉTRICO E O LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE CONTROLE AMBIENTAL

Laura Maria Bertoti
Valter Antonio Becegato
Vitor Rodolfo Becegato
Alexandre Tadeu Paulino

DOI 10.22533/at.ed.57220010714

CAPÍTULO 15 188

PARADIGMAS TECNOLÓGICOS DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Patrícia Campos Borja
Luiz Roberto Santos Moraes

DOI 10.22533/at.ed.57220010715

CAPÍTULO 16 201

POSSÍVEIS IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS PELA IMPLANTAÇÃO DE USINA DE DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DO MAR NO RIO GRANDE DO NORTE

Alana Rayza Vidal Jerônimo do Nascimento
Lucymara Domingos Alves da Silva

DOI 10.22533/at.ed.57220010716

CAPÍTULO 17 211

ELECTROCOAGULATION PROCESS TO THE INDUSTRIAL EFFLUENT TREATMENT

Evellin Balbinot-Alfaro
Alexandre da Trindade Alfaro
Isabela Silveira
Débora Craveiros Vieira

DOI 10.22533/at.ed.57220010717

CAPÍTULO 18 224

PROPOSTA DE AÇÕES PARA A GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE SÃO SEBASTIÃO DO PASSÉ – BAHIA

João dos Santos Santana Júnior
Lorena Gomes dos Santos

DOI 10.22533/at.ed.57220010718

CAPÍTULO 19 233

QUALIDADE AMBIENTAL DOS SOLOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Daniely Neckel Rosini
Valter Antonio Becegato
Alexandre Tadeu Paulino
Vitor Rodolfo Becegato
Jordana dos Anjos Xavier
Débora Cristina Correia Cardoso

DOI 10.22533/at.ed.57220010719

CAPÍTULO 20 252

QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO DURANTE SECA PROLONGADA: UMA DISCUSSÃO PARA AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Daniele Jovem da Silva Azevêdo
José Fernandes Bezerra Neto
Magnólia de Araújo Campos Pfenning
Evaldo de Lira Azevêdo
Wilma Izabelly Ananias Gomes
Joseline Molozzi

DOI 10.22533/at.ed.57220010720

CAPÍTULO 21 264

QUALIDADE DA ÁGUA ESCOADA POR MÓDULOS DE TELHADOS VERDES COM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE VEGETAÇÃO

Thaís Camila Vacari
Zoraidy Marques de Lima
Eduardo Beraldo de Moraes

DOI 10.22533/at.ed.57220010721

CAPÍTULO 22 277

REUSO DE EFLUENTE SANITÁRIO TRATADO NA MANUTENÇÃO DE REDE COLETORA DE ESGOTO

Analine Silva de Souza Gomes
Breno Barbosa Polez
Renata Araújo Guimarães
Lucas do Socorro Ribeiro Paixão
Mariana Marquesini

DOI 10.22533/at.ed.57220010722

CAPÍTULO 23 286

SOCIAL-ENVIRONMENTAL UNDERSTANDING OF THE INHABITANTS OF REVITALIZED GARBAGE DUMPS, FORTALEZA-CE, BRAZIL

Pedro Victor Moreira Cunha
Márcia Thelma Rios Donato Marino
Matheus Cordeiro Façanha
Vanessa Oliveira Liberato
Clara D'ávila Di Ciero
Ana Beatriz Sales Teixeira
Ana Patrícia de Oliveira Lima
Glenda Mirella Ferreira da Costa

DOI 10.22533/at.ed.57220010723

CAPÍTULO 24 298

TECNOLOGIA ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA: O MÉTODO POR DESINFECÇÃO SOLAR (SODIS)

Eduardo Amim Mota Lopes
Fátima Maria Monteiro Fernandes
Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega

DOI 10.22533/at.ed.57220010724

CAPÍTULO 25 305

TECNOLOGIA AMBIENTAL PARA RECUPERAÇÃO DE ENERGIA

Anna Carolina Perez Suzano e Silva
Bruno de Albuquerque Amâncio
Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega

DOI 10.22533/at.ed.57220010725

SOBRE O ORGANIZADOR..... 311

ÍNDICE REMISSIVO 312

A CONSOLIDAÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS COMO UMA FERRAMENTA DE CONTROLE E MITIGAÇÃO DOS EFEITOS CAUSADOS PELA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NO BRASIL E NO MUNDO

Data de aceite: 17/06/2020

Jordana dos Anjos Xavier

Universidade do Estado de Santa Catarina -
Lages – SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina -
Lages – SC

Daniely Neckel Rosini

Universidade do Estado de Santa Catarina -
Lages – SC

Flávio José Simioni

Universidade do Estado de Santa Catarina –
Lages - SC

RESUMO: As políticas públicas são ações realizadas pelo governo afim de propor medidas que supram as demandas da sociedade. Visto que a poluição atmosférica é considerada um grande problema das áreas urbanas, por ser uma ameaça à saúde da população, torna-se necessária a implementação de políticas públicas voltadas a melhoria da qualidade do ar. Nesse sentido, objetivou-se retratar o histórico da consolidação das políticas públicas ambientais voltadas para a qualidade do ar no Brasil, apresentando um cenário atual das ferramentas de políticas

públicas disponíveis nesse segmento e as comparando com instrumentos utilizados em outros países. A lei nº 6.938 de 1981 que trata da instituição da Política Nacional do Meio Ambiente, criou o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo, responsável por estabelecer políticas públicas de qualidade do ar existentes no Brasil. As políticas públicas adotadas nos Estados Unidos e na União Europeia se assemelham às brasileiras; no entanto, os padrões de qualidade do ar no Brasil são mais rígidos. Contudo, os programas estabelecidos pelo CONAMA não têm demonstrado muitos avanços, pois atualmente, mais da metade dos estados brasileiros não possuem uma rede de monitoramento de qualidade do ar.

PALAVRAS-CHAVE: Políticas públicas. Poluição atmosférica. Qualidade do ar. CONAMA.

ABSTRACT: Public policies are actions taken by the government in order to propose measures that meet the demands of society. Since air pollution is considered a major problem from urban areas, by being a threat to the health of the population, it makes necessary to implement public policies aimed to improve air quality. In this sense, the objective was to portray the history of the

consolidation of environmental public policies aimed towards air quality in Brazil, presenting a current scenario of the public policy tools available in this segment, and comparing them with instruments used in other countries. The Law n. 6.938, from 1981, which regards the institution of the National Environment Council (CONAMA), a consultative and deliberative body responsible by establishing public air quality policies in Brazil. The public policies adopted in the United States and the European Union are similar to the Brazilians; however, the air quality standards in Brazil are stricter. Yet, the programs established by CONAMA have not shown much progress since, currently, more than half of the Brazilian states do not have an air quality monitoring network.

KEYWORDS: Public policies. Air pollution. Air quality. CONAMA.

1 | INTRODUÇÃO

O Estado sofreu inúmeras mudanças com o passar do tempo, pois entre os séculos XVIII e XIX o seu principal objetivo era a segurança pública e a defesa externa. No entanto, a expansão da democracia diversificou as responsabilidades do Estado, tornando-se comum a ideia de compromisso com bem-estar da sociedade. Assim, é necessário o desenvolvimento de ações, por parte do governo, que atinjam resultados através da utilização das políticas públicas (SEBRAE, 2008).

As políticas públicas são consideradas uma área multidisciplinar, que de forma sintetizada, representam o campo do conhecimento que busca colocar o governo em ação e/ou analisar essa ação, e quando necessário, propor medidas que transformem o sentido dessas ações. Após delineadas, as ações tornam-se planos, programas, bases de dados ou sistemas de informações (HOCHMAN; ARRETCHE; MARQUES, 2007). As políticas públicas representam um compromisso público exercido pelo Estado, em diversas áreas como economia, política, cultura, ambiente e etc. (PECCATIELLO, 2011).

Os atores envolvidos no processo de formulação das políticas públicas envolve o estado e a sociedade civil organizada. Os atores estatais são provenientes do Governo ou Estado, e os privados são representados pelos membros da sociedade civil, como a imprensa, grupos de pesquisa, sindicatos patronais, dentre outros (SEBRAE, 2008). Contudo, a definição e implementação das políticas públicas cabe aos governos, apesar do reconhecimento de que segmentos não-governamentais participam da formulação. Por isso, admite-se que o Estado não opta por políticas públicas definidas exclusivamente a partir dos interesses daqueles que estão no poder (SOUZA, 2006).

A problemática ambiental apresenta uma relação direta com as políticas públicas, pois, através do aparato legal e da determinação de intervenções político-administrativas, as políticas públicas suprem as demandas sociais (PECCATIELLO, 2011). Comumente, são compartimentadas de acordo com critérios temáticos, sendo agrupadas em três segmentos: 1) políticas econômicas; 2) políticas sociais e 3) políticas territoriais. Por sua vez, as políticas ambientais são enquadradas nas políticas territoriais, quando abordadas de maneira abrangente e relacionada com os demais segmentos (VALLEJO, 2005).

O desenvolvimento das políticas públicas de meio ambiente conta com um conjunto de instrumentos bastante extensos, os quais possuem diferentes características e particularidades que devem ser conhecidos e explicitados, e ainda são classificados em quatro tipos principais. As tipologias dos instrumentos de política ambiental são: instrumentos regulatórios ou de comando e controle, instrumentos econômicos, instrumentos de cooperação e acordos voluntários, e instrumentos de informação (MOURA, 2016).

Nos últimos vinte anos as questões socioambientais tornam-se o centro dos debates mundiais e externalidades negativas provenientes das atividades antrópicas, e a poluição atmosférica é considerada um agente dos desequilíbrios urbano-ambientais da contemporaneidade (RODRIGUES et al., 2015). De acordo com Xavier e colaboradores (2019), a poluição atmosférica configura um dos mais graves problemas associados à qualidade de vida da população das áreas urbanas, provocando efeitos na vegetação, na economia, nos materiais e nas propriedades da atmosfera. Sendo assim, a implementação das políticas públicas de mitigação da poluição atmosférica resulta de esforços e diálogos entre diversos interessados, como os formuladores e executores de políticas públicas, a população em geral, ou os empreendedores e investidores de diferentes setores econômicos do país ou região (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014).

Áreas setoriais como ambiente, saúde e educação, têm se voltado para o estudo sobre as políticas públicas, aumentando o número de publicações a esse respeito (BRASIL; CAPELLA, 2016). Souza (2003), ainda afirma que não há dúvidas sobre o crescimento da área de políticas públicas na pesquisa acadêmica realizada no Brasil, nos mais diversos campos de conhecimento. Neste contexto, objetivou-se com o presente trabalho retratar o histórico da consolidação das políticas públicas ambientais voltadas para a qualidade do ar no Brasil, apresentando um cenário atual das ferramentas de políticas públicas disponíveis nesse segmento, e as comparando com instrumentos utilizados em outros países.

2 | O ESTABELECIMENTO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS E DE QUALIDADE DO AR

Em meados dos anos de 1960 iniciaram-se os debates sobre políticas ambientais no Brasil, e na década seguinte os estados passaram a assumir a responsabilidade da gestão ambiental brasileira. Diante disto, há dois marcos dessa descentralização, o primeiro ocorreu em 31 de agosto de 1981, com a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938, que objetiva a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana; e o segundo marco é representado pela Constituição Federal de 1988, a qual, de forma geral, fixa normas para a cooperação entre entes federados, incluindo a proteção do meio ambiente e combate à poluição (BORINELLI et al., 2018; BRASIL, 1981; MOURA, 2016; BRASIL, 1988).

Os problemas relacionados a qualidade do ar não são recentes, pois até mesmo os

primórdios da história terrestre já sofriam com os lançamentos de poluentes na atmosfera. Os incômodos a população local no passado, no que diz respeito a poluição atmosférica, eram ocasionados a partir de incêndios florestais, naturais ou causados pelo homem, além de processos primitivos de aquecimento doméstico e cozimento de alimentos (CAVALCANTI, 2010).

Entretanto, as preocupações com a poluição atmosférica já existem antes mesmo dos debates sobre as questões de políticas públicas voltadas para o meio ambiente. Assim, a Revolução Industrial e o início do sistema de urbanização, a começar da metade do século XVIII, tornaram os efeitos provenientes da poluição do ar uma questão de saúde pública (BAKONYI et al., 2004). Visto que, o ar é de importância vital para os organismos, sua respiração e nutrição, está cada vez mais comprometido, pois grande parte das atividades diárias contribuem para a poluição da atmosfera através da utilização dos veículos e da operação das indústrias (BRANCO; MURGEL, 2010, p.17-31).

Segundo Branco e Murgel (2010, p. 98), é necessária uma vigilância contínua sobre as interferências sofridas pela atmosfera, para que se possa respirar um ar com composição adequada e saudável, e o controle e vigilância devem ser realizados através da identificação e quantificação de substâncias poluentes. Nesse sentido, as políticas públicas voltadas à melhoria da qualidade do ar surgiram através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), instituído pela Lei nº 6.938/81 (MMA, 2011).

2.1 Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

A acentuada presença de compostos e partículas na atmosfera, bem como a intensidade e concentração, configuram problemas de qualidade do ar que ocasionam efeitos negativos sobre a saúde, bem estar público, edificações, fauna e flora. Assim, é imprescindível o monitoramento dos compostos prejudiciais (MAIA; NETTO; COSTA, 2019). Nesse sentido, a primeira legislação implementada no Brasil, visando o controle das emissões atmosféricas foi a Portaria do Ministério do Interior (MINTER) de nº 231, de 27 de abril de 1976 (BRASIL, 1976). Porém, de acordo com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (2020), após a criação de um programa de controle para fontes móveis, o PROCONVE, identificou-se a necessidade da criação de um programa para o controle de emissões de fontes fixas.

Sendo assim, em 15 de junho de 1989, institui-se a Resolução CONAMA nº 005, que criou o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR). O PRONAR objetivou orientar e controlar a poluição atmosférica, envolvendo estratégias normativas, como o estabelecimento de padrões de qualidade do ar e de emissão na fonte, a implantação de uma política de prevenção de deterioração da qualidade do ar, a implementação da rede nacional de monitoramento do ar e o desenvolvimento de inventários de fontes e poluentes atmosféricos prioritários. Afim de complementar a CONAMA nº 005/89, em 06 de dezembro de 1990, foi instituída a Resolução nº 008. Essa resolução estabeleceu limites máximos de

emissão de poluentes atmosféricos para os processos de combustão externa de fontes fixas (BRASIL, 1989; BRASIL, 1990b).

Conforme previsto no PRONAR, o primeiro dispositivo resultante de uma estratégia normativa foi a Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990, a qual dispõe sobre os padrões de qualidade do ar, e substituiu os padrões instituídos pela Portaria MINTER nº 231/76. Esses padrões foram então definidos a partir de concentrações de poluentes atmosféricos, que quando ultrapassadas podem afetar a saúde, segurança e bem estar da população, e ocasionar danos ao meio ambiente em geral (IBAMA, 2020).

Dessa forma, a CONAMA nº 003/90 classificou os padrões de qualidade do ar em Primário e Secundário, sendo: Padrão Primário as concentrações de poluentes que quando ultrapassadas podem afetar a saúde da população e Padrão Secundário concentrações abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, flora, materiais e ao ambiente. Essa resolução determinou também os métodos de amostragem e análise dos poluentes atmosféricos, estabeleceu os Níveis de Qualidade do Ar para elaboração do Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar, e designou responsabilidade aos estados pelo monitoramento da qualidade do ar (BRASIL, 1990a).

No entanto, em 19 de novembro de 2018, a Resolução CONAMA nº 491 revogou a nº 003/90, estabelecendo novos padrões de qualidade do ar, e também, alterou algumas determinações instituídas na CONAMA nº 005/89, como uma nova classificação para os padrões, sendo então: Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final, em que os intermediários são valores temporários a serem cumpridos em etapas e os finais correspondem aos valores definidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2005 (BRASIL, 2018b).

Finalmente, em 26 de dezembro de 2006, é definido um instrumento normativo para controle de emissões de fontes fixas, a Resolução CONAMA nº 382. Considerando o disposto no PRONAR, essa resolução estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas, por tipologia de fonte (BRASIL, 2006). Contudo, objetivando complementar a CONAMA nº 382/06, a Resolução CONAMA nº 436, de 26 de dezembro de 2011, definiu limites máximos para emissão de poluentes atmosféricos de fontes fixas à aquelas instaladas ou com pedido de licença para instalação anterior a 02 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2011b).

Assim, com objetivo de instrumentalizar a gestão proposta pelo PRONAR, outros programas foram incorporados, são eles: Programa de Controle da Poluição por Veículos Automotores (PROCONVE), Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial (PRONACOP), Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar; Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (MMA, 2009). Entretanto, os Programas Estaduais de Controle de Poluição do Ar não foram implementados, apesar de os estados terem se comprometido em emitir relatórios de qualidade do ar, o termo não foi cumprido (IBAMA, 2020).

2.2 Plano e Programa Nacionais de Qualidade do ar

De 09 a 12 de dezembro de 2009, ocorreu em Brasília a 1ª Conferência Nacional de Saúde Ambiental, que concebeu o Plano Nacional de Qualidade do ar (PNQA). O PNQA apresentou como objetivo principal proteger o meio ambiente e a saúde humana dos efeitos da contaminação atmosférica, por meio da implantação de uma política contínua e integrada de gestão da qualidade do ar no país, além dos objetivos estratégicos de reduzir a concentração dos contaminantes na atmosfera e integrar políticas públicas e instrumentos que alcancem as metas de qualidade do ar temporariamente definidas (MMA, 2009).

De acordo com Cavalcanti (2010), na implementação do PNQA, a maior parte das ações previstas já estavam em andamento através das resoluções CONAMA, pois ações para fontes fixas já estavam previstas no PRONAR, e para as fontes móveis, as ações já estavam sendo executadas a partir do PROCONVE. Objetivando complementar a legislação vigente, uma série de instrumentos legais foram atribuídos aos estados, afim de controlar a poluição e prevenir a degradação da qualidade do ar (CAVALCANTI, 2010).

E a fim de melhorar as políticas públicas visando o combate da poluição do ar nas cidades, o Programa Nacional de Qualidade do Ar contou com a criação da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar, em 05 de junho de 2019. O programa apresenta o propósito de instalar uma rede de monitoramento em cada uma das capitais brasileiras, para a verificação do nível de concentração dos poluentes atmosféricos, e assim propor medidas e ações que visem a melhoria da qualidade do ar (MMA, 2019).

No entanto, dados levantados pelo Instituto Saúde e Sustentabilidade, em parceria com o Ministério Público Federal, revelaram que 20, das 27 unidades federativas no Brasil, não realizam, ou realizam de forma ineficiente, o monitoramento da qualidade do ar. Esse número corresponde a 74% das unidades federativas, sendo que 319, de um total de 375 estações, situam-se na região Sudeste, além de que quase metade das estações em território brasileiro pertencem a empreendimentos privados (INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE, 2019).

2.3 Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

A deficiência de políticas públicas de transporte em massa, as crescentes taxas de urbanização, o crescimento econômico, dentre outros fatores, levou a um aumento expressivo da motorização individual. Assim, em 6 de maio de 1986, o Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) foi instituído pela Resolução CONAMA nº 018, que definiu os primeiros limites de emissão veicular (MMA, 2013; BRASIL, 1986). Essa resolução foi assegurada pela Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, obrigando os fabricantes de motores, de veículos, e de combustíveis a tomarem as providências necessárias para reduzir a emissão de determinados compostos poluentes nos veículos comercializados no país, obedecendo os limites e prazos estabelecidos (BRASIL, 1993).

Conforme Júnior e Souza (2018), há três décadas o PROCONVE acompanha a evolução da tecnologia dos veículos brasileiros, contribuindo para a redução das emissões

de poluentes tóxicos. Com isso, foram estabelecidas fases de estratégia de implantação, tanto de escapamento quanto de emissões evaporativas, para o controle de diferentes gases nos veículos leves. As duas primeiras fases, L-1 e L-2, foram estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 018/86, tais fases caracterizavam inovações tecnológicas e alterações nos veículos leves, que seguissem o cumprimento e adequação dos padrões estabelecidos (BRASIL, 1986).

Em 13 de dezembro de 1995, a Resolução CONAMA nº 015, estabeleceu os limites de emissões para veículos comerciais, como *vans* e *pick-ups*, e a fase L-3 do controle de emissões, a qual visava melhorias para o motor do veículo. Contudo, uma nova resolução, a CONAMA nº 315, de 20 de novembro de 2002, implementou limites de emissões para as fases L-4 e L-5, adotadas a partir de 2007 e de 2009, respectivamente (BRASIL, 1995; BRASIL, 2002b).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2013), a Resolução CONAMA nº 415, de 24 de setembro de 2009, implementou a fase L-6, que reduziu limites de emissão para motores a gasolina ou de combustível duplo, além de alterar as Resoluções números 018/86, 015/95 e 315/02, estabelecendo novos limites para emissão de veículos automotores leves de passageiros e reduziu os limites máximos de emissão para os veículos leves comerciais (BRASIL, 2009). E por fim, as fases L-7 e L-8 foram estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 492, em 20 de dezembro de 2018, as quais corresponderam às exigências do PROCONVE, para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, alterando a Resolução nº 015/95 (BRASIL, 2018c).

Com relação aos veículos pesados, Habermann e Gouveia (2012) os diferenciam dos veículos leves por serem abastecidos pelo diesel, enquanto os veículos leves são abastecidos por gasolina e/ou etanol. Levando isso em consideração, torna-se necessária a regulamentação das emissões para veículos pesados. Dessa forma, bem como para os veículos leves, foram estabelecidas fases estratégicas de implementação, sendo as cinco primeiras fases, P-1, P-2, P-3, P-4 e P-5, instruídas pela CONAMA nº 018/86. As fases objetivaram a redução de emissões gasosas e material particulado, e o aumento da potência do combustível.

A fase P-6 não foi instituída, desobedecendo as orientações presentes na CONAMA nº 312/02, pois ocorreram atrasos na especificação do diesel a ser comercializado no Brasil, inviabilizando a produção (MMA, 2013). Diante desse impasse, em 12 de novembro de 2008, publicou-se a Resolução CONAMA nº 403, que dispôs sobre a nova fase P-7 de exigência do PROCONVE para veículos pesados novos, posteriormente, complementada pela CONAMA nº 415/09. O marco principal da P-7 foi a melhoria expressiva dos combustíveis, a partir do estabelecimento de teor máximo de enxofre (MMA, 2013; BRASIL, 2008).

Conforme a Resolução CONAMA nº 490, de 16 de novembro de 2018, serão aplicáveis os novos limites máximos de emissão para veículos pesados novos e para os demais veículos pesados, de uso rodoviário, a partir de 1º de janeiro de 2022 e 1º de janeiro de 2023, respectivamente. Essa resolução estabelece a fase P-8 de exigências do PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes, e também de ruído (BRASIL, 2018a).

2.4 Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares

Um novo segmento de veículos apresenta um crescimento notável no Brasil, as motocicletas, pois corresponde ao setor econômico de prestação de serviços de entregas nas regiões urbanas, e estima-se que um carro roda em média 30 quilômetros por dia, enquanto uma motocicleta percorre até 180 quilômetros. Diante disto, tornou-se necessário o estabelecimento de um programa específico para o controle das emissões dessa categoria, em decorrência dos elevados fatores de emissão quando comparado aos veículos novos (MMA, 2020).

Dessa forma, o CONAMA institui a Resolução nº 297, em 26 de fevereiro de 2002, a qual estabeleceu os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motociclos e veículos similares novos. E bem como definido no PROCONVE, para veículos leves e pesados, o PROMOT denominou fases, M-1, M-2 e M-3, para a vigência de determinado limite de emissão e a entrada em vigor de limites mais restritivos. As fases contemplam inovações tecnológicas nos ciclomotores e similares que possibilitam a redução das emissões (BRASIL, 2002a; MMA, 2020). Uma nova fase, a M-4, foi proposta pela Resolução CONAMA Nº 432, de 13 de julho de 2011, para o controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motociclos e veículos similares novos, e deu outras providências. Os procedimentos de ensaio dessa nova fase, para determinação dos gases, passaram a ser os previstos na regulamentação da Comunidade Europeia (BRASIL, 2011a).

Contudo, em 24 de junho de 2019, as Resoluções números 297/02 e 432/11 foram alteradas pela Resolução CONAMA nº 493. A CONAMA nº 493 estabeleceu limites máximos de emissão de poluentes provenientes de motociclos, ciclomotores, triciclos e quadriciclos, a partir de 1º de janeiro de 2023 para novos modelos e, a partir de 1º de janeiro de 2025, para todos os modelos (BRASIL, 2019).

2.5 Políticas Públicas de Qualidade do Ar no Mundo

A Organização Mundial da Saúde (OMS) relaciona a poluição atmosférica com problemas de saúde, visto que é responsável pela apresentação de diretrizes gerais para a elaboração de políticas públicas sobre a saúde. Assim, a OMS estabelece recomendações a respeito das concentrações de determinados poluentes, no entanto, concede a cada país a determinação de seus próprios padrões de qualidade do ar (SANTANA et al., 2012).

Nos Estados Unidos a primeira e mais importante ação regulatória implementada foi a Lei do Ar Limpo (*Clean Air Act*), em 1963. Já a Europa estabeleceu os primeiros padrões para emissões veiculares no ano de 1970. Entretanto, o grande marco internacional de orientação e regulamentação de políticas públicas locais voltadas para a qualidade do ar ocorreu no ano de 1979, na Conferência sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longo Alcance (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - LRTAP*) (SLOVIC; RIBEIRO, 2018).

De acordo com Goodman e colaboradores (2020), a Lei do Ar limpo, dos Estados Unidos, determina que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United*

States Environmental Protection Agency - US EPA) é responsável pelo estabelecimento dos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar Ambiente (*National Ambient Air Quality Standards – NAAQS*) primários e secundários. Diante disto, torna-se obrigatória a análise de dados científicos disponíveis, sobre a poluição do ar, a cada cinco anos para a revisão dos padrões, se devem ser mantidos ou reformulados, com base nas relações causais entre os poluentes atmosféricos em questão e os efeitos na saúde na população.

Segundo Gemmer e colaboradores (2013), no ano de 2008 entrou em vigor na União Europeia a Nova Diretiva de Qualidade do Ar (*New Air Quality Directive*), Diretiva 2008/50/CE. Essa diretiva dispõe sobre a qualidade do ar ambiente e seus padrões são considerados uns dos mais restritivos do mundo. Porém, a Diretiva 2008/50/CE apresenta instrumentos que flexibilizam o seu cumprimento de acordo com as realidades econômicas, sociais, políticas e culturais de cada membro (SANTANA et al., 2012). Sendo assim, o estabelecimento de limites rígidos é considerado um sucesso, pois as emissões estão sendo reduzidas e os padrões estão sendo ratificados, contudo, medidas complementares são aplicadas para que as metas a longo prazo sejam atingidas (GEMMER et al., 2013).

Já na China, conforme Guo e Lu (2019), há uma ineficiência nas ações que promovam a melhoria da qualidade do ar no país. De acordo com o Plano de Ação Nacional de Prevenção e Controle da Poluição do Ar (*National Air Pollution Prevention and Control Action Plan*) de 2013, é responsabilidade de cada cidade condado estabelecer metas de melhoria da qualidade do ar a serem cumpridas.

Todavia, existem 2.852 cidades condados no país, o que leva a uma implicação nessa forma de gestão, pois considerando que o ar não está limitado as fronteiras de cada cidade condado, ações determinadas em uma cidade condado podem refletir na qualidade do ar de uma cidade condado vizinha, impossibilitando o gerenciamento da qualidade do ar específico daquela jurisdição. Contudo, apesar de ações econômicas e políticas terem dado certo na China, baseada nas responsabilidades de cada cidade condado, há uma ineficácia e falta de incentivo na realização de ações voltadas à poluição do ar no país (GUO; LU, 2019).

Diante do exposto, embora os parâmetros de qualidade do ar estabelecidos no Brasil serem aqueles propostos pela OMS, os padrões apresentados na Lei do Ar Limpo americana e na Diretiva 2008/50/CE da União Europeia, que dispõem de parâmetros próprios, são próximos. A Diretiva 2008/50/CE apresenta três padrões iguais aos propostos no Brasil, enquanto a lei americana apresenta apenas um semelhante (BRASIL, 2018b; UNIÃO EUROPEIA, 2008; EUA, 1970).

Contudo, de forma geral, comparando os valores dos parâmetros que possuem o mesmo tempo de exposição mas não são iguais no Brasil, na União Europeia e nos Estados Unidos, os padrões finais brasileiros são os mais estritos. Entretanto, alguns padrões se diferem pelo fato de o período de referência de exposição não ser o mesmo. Por fim, a legislação americana apresenta os padrões mais altos, e conta com apenas sete poluentes, enquanto a brasileira e da União Europeia apresentam nove e doze, respectivamente (BRASIL, 2018b; UNIÃO EUROPEIA, 2008; EUA, 1970).

3 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As políticas públicas empreendidas no Brasil, a fim de promover a melhoria da qualidade do ar, são bastante completas e vêm se aprimorando com os passar dos anos, já que os programas de controle de qualidade do ar contam com diversos instrumentos, como uso de combustíveis mais limpos e o uso de tecnologias inovadoras. No entanto, os resultados encontrados a partir das determinações apresentadas nos programas de qualidade do ar não demonstram muitos benefícios, pois a inexistência de monitoramento adequado resulta em condições capazes de comprometer a saúde da população devido a má qualidade do ar.

Assim, o cenário apresentado permanece sem muitas modificações, visto que há trinta anos o CONAMA, através da Resolução nº 003/90, designou aos estados a responsabilidade de monitoramento de qualidade do ar, e ainda assim mais de 70% dos estados não possuem uma rede de monitoramento. Embora os padrões brasileiros sejam os mais rígidos, quando comparados aos americanos e os da União Europeia, verifica-se que na prática a União Europeia apresenta maior sucesso no cumprimento das políticas públicas estabelecidas.

REFERÊNCIAS

BAKONYI, Sonia Maria Cipriano et al. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, n. 5, p. 695-700, 2004.

BORINELLI, B. et al. Difusão dos instrumentos da política ambiental nos estados brasileiros: um estudo exploratório. **Tecnologias para a Sustentabilidade: Debates Interdisciplinares IX**, Palhoça, 2018. Disponível em: < <https://riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/7989/Difus%C3%A3o%20dos%20instrumentos%20da%20pol%C3%ADtica%20ambiental%20nos%20estados%20brasileiros%20um%20estudo%20explorat%C3%B3rio.pdf?sequence=1&isAllowed=y> >. Acesso em: 13 abr. 2020.

BRANCO, S. M. MURGEL, E. Poluição do ar. 2ª. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

BRASIL. Constituição de 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. **Diário Oficial [da] União**, de 05 de outubro de 1988, Seção 1.

BRASIL, F. G. CAPELLA, A. C. N. Os Estudos das Políticas Públicas no Brasil: passado, presente e caminhos futuros da pesquisa sobre análise de políticas. **Revista Política Hoje**, Pernambuco, v. 25, n. 1, p. 71-90, 2016.

BRASIL. Lei 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**, de 02 de setembro de 1981.

BRASIL. Lei nº **8.723, de 28 de outubro de 1993**. Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de outubro de 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 018, de 06 de maio de 1986. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar

por veículos Automotores – PROCONVE. **Diário Oficial [da] União**, de 17 de jun. 1986, Seção 1, p. 8792-8795.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 005, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. **Diário Oficial [da] União**, de 25 de agosto de 1989, Seção 1, p. 14713-14714.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 003, de 28 de junho de 1990a. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial [da] União**, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, p. 15937-15939.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 008, de 6 de dezembro de 1990b. Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de dezembro de 1990, Seção 1, p. 25539.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 015, de 13 de dezembro de 1995. Dispõe sobre a nova classificação dos veículos automotores para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativo, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 29 de dezembro de 1995, Seção 1, p. 22876-22877.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 297, de 26 de fevereiro de 2002a. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. **Diário Oficial [da] União**, de 15 de março de 2002, Seção 1, p. 86-88.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 315, de 29 de outubro de 2002b. Dispõe sobre a nova etapa do programa de Controle de Emissões veiculares – PROCONVE. **Diário Oficial [da] União**, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, p. 90-92.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. **Diário Oficial [da] União**, de 02 de janeiro de 2007, Seção 1, p. 131-137.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 403, de 11 de novembro de 2008. Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 12 de novembro de 2008, Seção 1, p. 92.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 415, de 24 de setembro de 2009. Dispõe sobre nova fase (PROCONVE L6) de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 25 de setembro de 2009, p. 53-54.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 432, de 13 de julho de 2011a. Estabelece novas fases de controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 14 de julho de 2011, p. 69.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 436, de 22 de dezembro de 2011b. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. **Diário Oficial [da] União**, de 26 de dezembro de 2011, p. 304-311.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 490, de 16 de novembro de 2018a. Estabelece a Fase PROCONVE P8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes e de ruído para veículos automotores pesados novos de uso rodoviário e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 21 de novembro de 2018, Seção 1, p. 153

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018b. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial [da] União**, de 21 de novembro de 2018, Seção 1, p. 155-156.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 492, de 20 de dezembro de 2018c. Estabelece as Fases PROCONVE L7 e PROCONVE L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, altera a Resolução CONAMA nº 15/1995 e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 24 de dezembro de 2018, Seção 1, p. 141.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 493, de 26 de junho de 2019. *Estabelece a Fase PROMOT M5 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos similares - PROMOT para controle de emissões de gases poluentes e de ruído por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, altera as Resoluções CONAMA nº 297/2002 e nº 432/2011, e dá outras providências.* **Diário Oficial [da] União**, de 26 de junho de 2019.

BRASIL. Portaria do Ministério do Interior de nº 231, de 27 de abril de 1976. Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar para material particulado, dióxido de enxofre, monóxido de carbono e oxidantes fotoquímicos. **Diário Oficial [da] União**, de 07 de maio de 1976, Seção 1, p. 20.

CAVALCANTI, P. M. P. S. *Modelo de Gestão da Qualidade do Ar – Abordagem Preventiva e Corretiva*. 2010. 269 f. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

EUA-Clean Air Act. Resource Conservation and Recovery Act (RCRA), Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, Emergency Planning and Community Right-to Know Act and amendments to these acts including the Federal Facilities Compliance Act, 1970. Disponível em:< <http://www2.epa.gov/clean-air-act-overview>>. Acesso em: 23 abr. 2020.

GEMMER, M. et al. Air Quality Legislation and Standards in the European Union: Background, Status and Public Participation. **Advances in Climate Change Research**, v. 4, n. 1, p. 50-59, 2013.

GOODMAN, J. E. et al. Systematically Evaluating and Integrating Evidence in National Ambient Air Quality Standards Reviews. **Global Epidemiology** (2020), <https://doi.org/10.1016/j.gloepi.2020.100019>.

GUO, S. LU, J. Jurisdictional air pollution regulation in China: A tragedy of the regulatory anti-commons. **Journal of Cleaner Production**, v. 212, p. 1054-1061, 2019.

HABERMANN, M. GOUVEIA, N. Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho

circulatório em homens adultos. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 46, n. 1, p. 26-33, 2012.

HOCHMAN, G. ARRETCHE, M. T. S. MARQUES, E. Políticas Públicas no Brasil. Rio de Janeiro, **Fiocruz**, 2007.

IBAMA- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. PRONAR – Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar, 2020. Disponível em: <https://ambientes.ambientebrasil.com.br/urbano/programas_e_projetos/pronar_-_programa_nacional_de_controle_de_qualidade_do_ar.html>. Acesso em: 16 abr. 2020.

INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE. **Lançamento da análise de monitoramento da qualidade do ar no Brasil-2019**, 2019. Disponível em: <<https://www.saudeesustentabilidade.org.br/acoes/lancamento-da-analise-do-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-2019/>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

JÚNIOR, O. S. SOUZA, M. T. S. A regulamentação como indutora de tecnologias ambientais para a redução de emissões tóxicas em veículos leves no Brasil. **Cadernos EBAPE.BR**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, out./dez. 2018.

MAIA, J. L. M. NETTO, V. M. COSTA, B. L. G. Forma urbana e poluição atmosférica: impactos na cidade do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, Curitiba, v. 11, 2019.

MIRAGLIA, S. G. K. GOUVEIA, N. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v.19, n. 10, p. 4141-4147, 2014.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compromisso pela Qualidade do Ar e Saúde Ambiental**, 2009. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/compromisso2_163.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **MMA anuncia programa de qualidade do ar**, 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/component/k2/item/15508-mma-anuncia-programa-de-qualidade-do-ar.html>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O que é o Conama?**, 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 13 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **PROCONVE: Programa de Controle de Poluição do Ar dor Veículos Automotores**, 2013. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Arquivos/PROCONVE_atualizado%20em%2021nov13.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar – PRONAR**, 2009. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **PROMOT - Programa de Controle da Poluição do Ar dor Motociclos e Veículos Similares**, 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/promot_163.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MOURA, A. M. M. Aplicação dos instrumentos de política ambiental no Brasil: avanços e desafios. In: _____. (Org.). Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas. Brasília: Ipea, 2016. p. 111-145.

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, p. 71-82, jul./dez. 2011.

RODRIGUES, C. G. et al. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudos de População**, Rio de Janeiro, v. 32, n. 3, p. 489-509, set./dez. 2015.

SANTANA, E. et al. Padrões de qualidade do ar - Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia, Padrões São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012, 81 p.

SEBRAE-SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **Políticas Públicas Conceitos e Práticas**, supervisão por Brenner Lopes e Jefferson Ney Amaral; coordenação de Ricardo Wahrendorff Caldas – Belo Horizonte: Sebrae/MG, 2008. 48 p.

SLOVIC, A. D. RIBEIRO, H. Policy instruments surrounding urban air quality: The cases of São Paulo, New York City and Paris. **Environmental Science and Policy**, v. 81, p. 1-9, 2018.

SOUZA, C. “Estado do campo” da pesquisa em políticas públicas no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 51, p. 15-20, fev. 2003.

SOUZA, C. Políticas Públicas: uma revisão da literatura. **Sociologias**, Porto Alegre, v. 8, n. 16, p. 20-45, jul./dez. 2006.

UNIÃO EUROPEIA-DIRECTIVA 2008/50/CE, Parlamento Europeu e do Conselho, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa 21 de Maio de 2008. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0050&from=PT>>. Acesso em: 23 abr. 2020.

VALLEJO, L. R. *Políticas Públicas e Conservação Ambiental: Territorialidades em conflito nos parques estaduais da Ilha Grande, da Serra da Tiririca e do Desengano (RJ)*. 2005. 342 f. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2005.

XAVIER, J. A. et al. Avaliação da Poluição do Ar originada por Veículos Automotores na Área Urbana do município de Lages-SC. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, p. 149-182, 2019.

APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM UMA INSTITUIÇÃO DE ENSINO NO RS

Data de aceite: 17/06/2020

Data de submissão: 19/03/2020

Vitória de Lima Brombilla

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, RS
<http://lattes.cnpq.br/8240310154106612>

Bruno Segalla Pizzolatti

Universidade Federal de Santa Catarina
Florianópolis, SC
<http://lattes.cnpq.br/5026793745274166>

Siara Silvestri

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, RS
<http://lattes.cnpq.br/0252646900260147>

Julia Cristina Diel

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, RS
<http://lattes.cnpq.br/1589964271174213>

Willian Fernando de Borba

Universidade Federal de Santa Maria, Campus
Frederico Westphalen
Frederico Westphalen, RS
<http://lattes.cnpq.br/6186488672746432>

RESUMO: O uso desordenado dos recursos hídricos pela população vem afetando na disponibilidade da água, a qual é indispensável para a manutenção da vida.

Diante disso, buscam-se alternativas de abastecimento visando à preservação da mesma. As técnicas de aproveitamento da água pluvial são soluções viáveis que contribuem para a conservação da água, uma vez que, a água potável pode ser substituída pela água pluvial. O presente estudo teve como objetivo realizar o dimensionamento de um sistema de captação e armazenamento de água da chuva para a Universidade Federal de Santa Maria- campus Frederico Westphalen e o levantamento dos custos para a implantação do sistema. O sistema foi dimensionado conforme as NBR 10844 e NBR 15227, considerando o consumo que poderia ser substituído pelo não potável estimado para as Bacias Sanitárias e Mictórios da UFSM/ FW. Utilizou-se do software Netuno 4 para o dimensionamento dos reservatórios. Foram levantados as quantidades e os custos dos materiais para a construção do sistema, com um custo total para todo sistema de captação da água da chuva, em média, de R\$ 31.791,94, sendo que, mensalmente poderiam ser economizados R\$ 1.158,02 em relação aos gastos com água tratada, com a implantação do sistema de aproveitamento da água pluvial na instituição.

PALAVRAS-CHAVE: Água Pluvial. Fontes Alternativas de água. Reservatório.

ABSTRACT: The disorderly use of water resources by the population has been affecting water, which is indispensable for the maintenance of life. Therefore, we look for alternative sources of water conservation. Rainwater harvesting techniques are viable solutions that contribute to water conservation, since water can be replaced by rainwater. The objective of this study was to design a rainwater capture and storage system for the Federal University of Santa Maria – campus Frederico Westphalen, as well as the costing for the implementation of the system. The system was scaled according to NBR 10844 and NBR 15227, considering the consumption that could be substituted for the estimated non-potable water for the UFSM / FW Sanitary and Micturition Basins. Netune 4 software was used for the design of the reservoirs and simulations were reformed. The quantities and costs of the materials were raised for the construction of the system, with a total cost for every system of rainwater harvesting, on average, of R\$ 31.791,94 of which R\$ 1.158,02 per month could be saved in relation to the expenses with treated water, with the implantation of the pluvial water utilization system in the institution.

KEYWORDS: Rainwater. Alternative sources of water. Reservoir.

1 | INTRODUÇÃO

A água, essencial à sobrevivência da vida no planeta, tem se tornado um recurso cada vez mais escasso. O crescimento populacional e o aumento da demanda são fatores que influenciam no significativo consumo de água, levando ao esgotamento deste recurso natural (MAY, 2004).

Segundo Cohim, Garcia e Kiperstok (2008), além do crescimento populacional, o processo de industrialização é considerado um fator agravante para a insuficiência dos volumes de água do mundo. Outro fator que influencia para a escassez de água são os despejos de resíduos em locais inadequados, contaminando o recurso hídrico.

Diante dos problemas que afetam a qualidade e quantidade de água potável, buscam-se fontes alternativas para o uso da água, como, por exemplo, o aproveitamento de água pluvial para os usos potáveis e não potáveis. A captação da água da chuva, apresenta-se como uma escolha para o fornecimento de água, tanto para os usos não potáveis, como para os potáveis, mediante tratamento (TOMAZ, 2011).

O aproveitamento da água da chuva contribui na economia dos recursos hídricos e na diminuição da distribuição de água tratada para os fins não potáveis, sendo que nesse caso a água pode ser aproveitada em descarga de bacias sanitárias, limpeza de calçadas, no jardim e em usos industriais (ABNT, 2007).

Viola et al. (2007), apontam outros pontos positivos para o aproveitamento da água da chuva, destacando que essa nova fonte é livre de cobranças, além de aumentar a segurança hídrica de um determinado local.

A vantagem desse tipo de captação é a considerável redução no consumo de água

potável, onde, a mesma é substituída pela água da chuva, evitando o desperdício de água de qualidade para os fins que a mesma não seria necessária (MAY, 2004).

No ano de 2007, foi criada a NBR 15227 (ABNT, 2007), que trata sobre a Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis, definindo as diretrizes e metodologias para os projetos de captação da água da chuva através dos telhados.

Em instituições públicas, os usuários, tendem a desperdiçar mais a água, por não se considerarem pagador das contas relacionadas ao abastecimento de água. Por isso, necessita-se de métodos para reduzir o consumo de água em escolas, faculdades e prédios públicos (MARINOSKI, 2007).

O objetivo do estudo foi analisar o potencial de aproveitamento da água pluvial na Universidade Federal de Santa Maria no campus de Frederico Westphalen, propondo a utilização desta água em diversas partes da instituição, com o intuito de reduzir a utilização da água tratada para fins não potáveis.

2 | OBJETIVO

Realizar e analisar tecnicamente o dimensionamento e implantação do sistema de aproveitamento da água pluvial visando suprir os usos não potáveis na Universidade Federal de Santa Maria - campus de Frederico Westphalen/RS.

3 | METODOLOGIA

O estudo de caso foi desenvolvido na Universidade Federal de Santa Maria – Campus Frederico Westphalen (UFSM/FW), localizada na Linha 7 de Setembro, BR 386, km 40, na cidade de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul.

Para o projeto foram escolhidas as quatro principais edificações da universidade, visto que há maior circulação de alunos, professores, técnicos administrativos e funcionários. Uma vez que a instituição não possuía hidrômetro individual para o registro de água utilizada na universidade, utilizou-se a demanda quantificada da UFSM/FW por Santos (2017).

Os dados das áreas de contribuições que, no presente caso, são os telhados das edificações, foram disponibilizadas pela Pró- Reitoria de Infraestrutura através de plantas baixadas em formato DWG. As áreas foram calculadas seguindo a NBR 10844 (ABNT, 1989), considerando-as como superfície plana horizontal, conforme cita a NBR 10844 (ABNT, 1989).

Os dados de precipitação foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia– INMET da estação convencional de Iraí ano de 1991 até 2017. Contudo, o ano de 2001 e 2015 foram descartados pois haviam muitos meses com falhas.

Segundo Ghisi; Munarin; Rupp (2011), o dimensionamento do reservatório é um dos pontos mais importantes na implantação do sistema, pois reservatórios maus projetados podem acarretar em insuficiência de água para atender a demanda ou causar custos elevados e desnecessários. O volume do reservatório foi obtido através do programa Netuno

4, por meio da aplicação das variáveis de entrada requeridas, seguindo o Manual do Usuário do Netuno 4.

Para atender as edificações, optou-se por dimensionar um reservatório superior e inferior para cada edificação da UFSM/FW, com o objetivo de armazenar a água pluvial captada, descritos na Tabela 1.

Edificação	Reservatório
Bloco 1 e 2	Reservatório 1
Bloco 3 e 4	Reservatório 2

Tabela 1 - Reservatórios

Fonte: Autor (2019).

Na tabela 2, demonstram-se os dados de entrada requeridos pelo programa Netuno e utilizados para cada dimensionamento.

Reservatórios	Área de captação (m²)	Demanda total de água (L/per capta/d)	Número de moradores
R 1	890,65	4,13	2.325
R 2	1132,06	5,16	605

Tabela 2 - Dados de entrada utilizados no dimensionamento no Netuno

Fonte: Autor (2019).

Além dos dados citados na tabela 6, considerou-se 50 % para o Percentual da demanda total a ser suprida por água pluvial, e 0,8 como coeficiente de escoamento superficial para todos os casos.

A fim de estimar os custos com a implantação do sistema de aproveitamento de água pluvial para a UFSM/FW, realizou-se três orçamentos com base em lojas físicas e online que possuíam os materiais necessários. Os valores de calhas foram obtidos junto a fábricas que realizam calhas sob medidas.

Estimou-se a economia nos custos em relação a água tratada, com base nos valores que a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) cobra pelo m³ e acréscimos. A CORSAN cobra 5,80 pelo m³ além do Serviço Básico de 86,19.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estimativa da demanda de água na UFSM/FW

Através do estudo realizado por Santos (2017), estimou-se que o Bloco 1 e 2 possui o maior consumo sendo de 288 m³/mês, pois são os blocos onde há maior concentração de pessoas, incluindo no turno da noite, com um total de 735 indivíduos, entre técnicos, alunos e funcionários. No Bloco 3

e 4 estimou-se um consumo de 94 m³/mês, considerando a circulação de 170 pessoas durante o dia.

Neste trabalho, considerou-se a demanda dos prédios escolhidos para realizar o dimensionamento, considerando aproximadamente 50 % de utilização da água pluvial, em função do consumo nos Vasos Sanitários e Mictórios.

No primeiro momento não será realizado nenhum tratamento para que a água possa ser utilizada para fins potáveis, portanto a água pluvial poderá ser utilizada nos vasos sanitários, mictórios, jardins, lavagem de calçadas ou carros e para os demais usos que não necessitam da utilização da água potável. Contudo, há possibilidade de realizar-se trabalhos futuros com objetivo do tratamento da água armazenada, podendo suprir os usos totais da UFSM/FW.

4.2 Área de captação

A UFSM/FW dispõe de inúmeras construções que podem ser utilizadas como superfície de captação que resulta um potencial de aproveitamento da água pluvial, contudo neste primeiro momento considerou-se apenas os blocos 1 e 2 e blocos 3 e 4, visto que há a maior circulação de pessoas. Os valores das edificações utilizadas estão descritos na tabela 3.

Edificação	Número utilizado no mapa UFSM	Tipo de Área segundo a NBR 10844 (1989)	Área considerada para dimensionamento (m²)
Bloco 1	1	Superfície plana horizontal	406,18
Bloco 2	2	Superfície plana horizontal	484,47
Bloco 3	3	Superfície plana horizontal	406,18
Bloco 4	4	Superfície plana horizontal	725,88

Tabela 2–Valores de área de captação.

Fonte: Autor (2019).

4.3 Reservatório

Com os dados de entrada solicitados pelo Netuno 4 e considerando 2 mm de descarte da primeira precipitação recomendados pela NBR 15527 (ABNT, 2007), obteve-se os volumes do reservatórios dimensionados para a UFSM/FW.

Os valores obtidos de consumo per capita calculados e descritos na tabela 2 deste estudo não seguiram o padrão comum, pois, a estimativa do consumo leva em consideração a frequência e o tempo de permanência dos usuários nas edificações, onde, a população maior da instituição permanece menos horas nos blocos e a menor quantidade de usuários permanece maior tempo.

Portanto, os valores obtidos parecem estranhos no primeiro momento, porém pode-se ser explicado devido as variáveis que a estimativa leva em conta. Utilizou-se reservatórios

superiores e inferiores para todos os casos e os dados de precipitação foram os mesmos utilizados para todas as simulações. Para todos os casos fixou-se os valores de reservatórios superiores com base no consumo diário, em L, de cada edificação.

A primeira simulação foi realizada para atender a demanda do bloco 1 e 2 e fixou-se 5.000 L para o reservatório superior, obtendo-se, o volume ideal do reservatório inferior em torno de 20.000 L, no qual se tem potencial de aproveitamento de água pluvial de 25 %, atendendo completamente em 43 % dos casos. Quando o volume do reservatório superior estiver abaixo de 1250 L haverá o acionamento da bomba para recalcar a água do reservatório inferior até o superior, o Netuno 4 estimou em, em média de 1,05 recalques diários. Vale lembrar que o volume de 20.000 L é disponível no mercado.

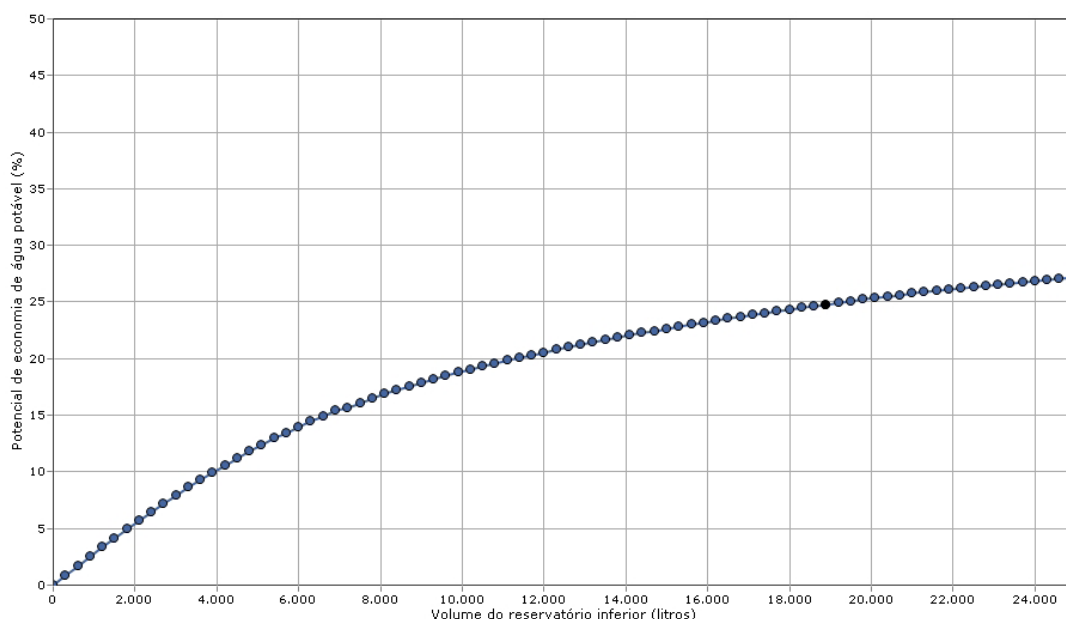


Figura 2 - Simulação reservatório 1

Fonte: Netuno 4.0

A segunda simulação foi realizada para abastecer o bloco 3 e 4, considerando 3.000 L de volume de reservatório superior. O volume ideal estimado para o reservatório inferior foi de aproximadamente 16.000 L, com 45 % de economia da água potável, consumindo 1400 L/dia, sendo que, há 89% de atendimento completamente da demanda. O bombeamento é acionado quando o reservatório superior estiver com 750 L, com 1,49 recalques em média, segundo a estimativa do programa.

É importante salientar que o volume de 16.000 L não é fabricado no material escolhido. Então, comparou-se os resultados obtidos com o volume ideal e com o volume de 20.000 L, o qual é disponível comercialmente, sendo que, o potencial de utilização de água pluvial chegou a 46 %, consumindo 1.440 L/d de água pluvial, e atendendo 91 % da demanda completamente. Em relação aos recalques, os valores também são parecidos, com 1,53 recalques por dia, em média. Portanto, optou-se por utilizar o volume de 20.000 L pois é disponível de mercado e os resultados obtidos ficaram próximos do volume ideal sugerido pelo programa.

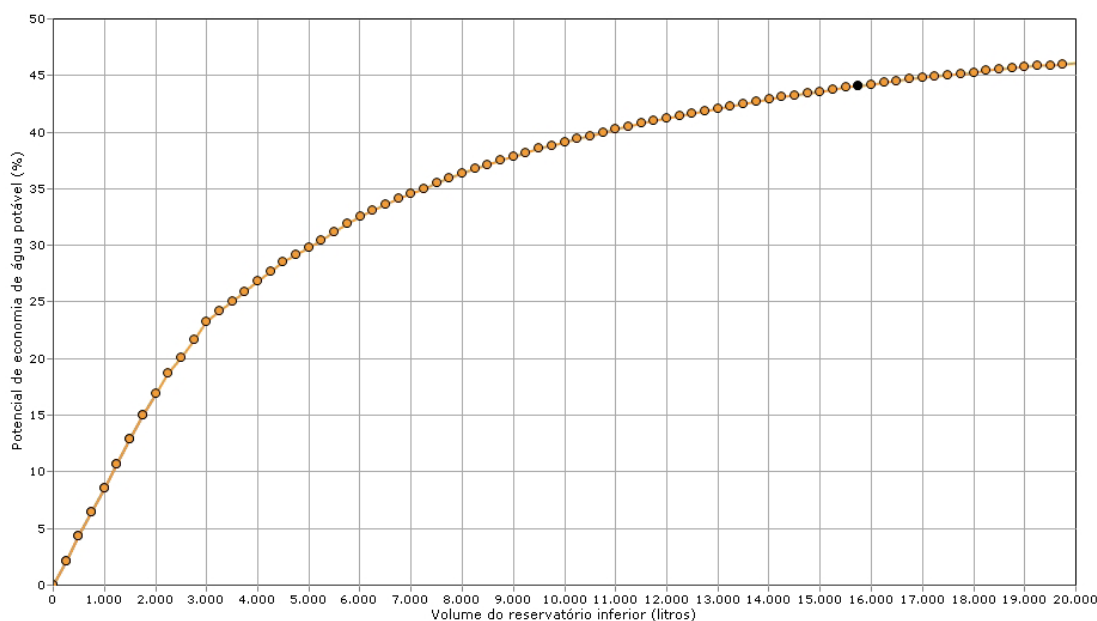


Figura 3 - Simulação reservatório 2.

Fonte: Netuno 4.0

4.4 Estudo Econômico

Foram realizados três orçamentos, com pesquisa em lojas físicas e online, as quais trabalham com os produtos necessários. Os orçamentos das calhas foram realizados em indústrias que fabricam calhas sob medidas por que há mais de uma medida de largura da calha. A mão de obra foi estimada em R\$ 200,00 por dia, conforme relatado por profissionais.

Na tabela 4 estão demonstrados os custos totais de implantação do sistema de aproveitamento de água pluvial baseado nos três orçamentos.

Edificação	Orçamento A	Orçamento B	Orçamento C
Bloco 1 e 2	R\$ 18.863,84	R\$ 15.596,42	R\$ 15.250,98
Bloco 3 e 4	R\$ 15.839,43	R\$ 15.605,31	R\$ 14.219,84
TOTAL	R\$ 34.703,27	R\$ 31.201,73	R\$ 29.470,82

Tabela 4 - Custos totais de implantação do sistema de aproveitamento de água pluvial

Fonte: Autor (2018).

Os custos totais para implantação do sistema giram em torno de R\$ 35 mil com o orçamento A, R\$ 32 mil com o orçamento B e R\$ 30 mil com o orçamento C.

O consumo de água estimado por Santos (2017) que pode ser substituído por água não potável é de 199,66 m³/mês, portanto, neste projeto, dimensionou-se o sistema para atender este consumo estimado, que representa em torno de 50% do total da demanda da UFSM/FW.

Multiplicando os 199,66 m³/mês pela tarifa da CORSAN, obtém-se R\$ 1.158,02 mensais que

poderiam ser economizados com a distribuição de água tratada. O valor poderia ser investido na implantação do sistema de captação da água pluvial para a UFSM/FW.

Anualmente, poderiam ser economizados em torno de R\$ 14.000,00 em relação ao gasto com água potável distribuída pela companhia de abastecimento.

5 | CONCLUSÃO

Através deste estudo realizou-se o dimensionamento do sistema de captação da água pluvial para fins não potáveis na Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen- RS. Concluiu-se que a quantidade de água potável que pode ser substituída por pluvial é de 199 m³/mês, chegando na economia de 50 % de consumo de água potável.

Os volumes de reservação dependeram do consumo de cada edificação, chegou-se a reservatórios inferiores com volumes em torno de 20.000 L onde é disponível comercialmente. Os reservatórios superiores foram fixados com base no consumo diário de cada prédio, obtendo-se volumes de 3.000 L e 5.000 L.

Os custos totais para implantação completa sistema giram em torno de R\$ 31.791,94, contudo, anualmente, pode-se economizar R\$ 13.896,24 em relação a água distribuída pela companhia de abastecimento da região.

A água captada pelo sistema dimensionado pode ser utilizada nas bacias sanitárias, mictórios, lavagens de calçadas, carros, limpeza em geral da universidade e rega de plantas.

Por fim, considera-se que na UFSM/FW é tecnicamente possível a construção do sistema de captação da água da chuva pois há área suficiente para captação e locais para construir os reservatórios próximos as edificações que receberam a água captada, podendo-se utilizar a água em usos não potáveis, que não necessitam de tratamento.

Vale ressaltar que em trabalhos futuros pode-se estimar, com base em critérios pré-definidos, a ordem de instalação dos sistemas de captação da água pluvial para cada edificação, uma vez que, não se dispõe de recursos para implantar o sistema completo de uma só vez.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527: Águas de chuva - aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis**. Rio de Janeiro, 2007. 8 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10844: Instalações prediais de águas pluviais**. Rio de Janeiro, 1989. 13 p.

COHIM, E.; GARCIA, A.; KIPERSTOK, A. **Captação e aproveitamento de água de chuva: dimensionamento de reservatórios**. IX Simpósio de Recursos Hídricos Do Nordeste. 16 p., 2008. Disponível em:< http://teclim.ufba.br/site/material_online/publicacoes/pub_art74.pdf> Acesso em: 03 abr. 2016.

COMPANHIA RIOGRANDENSE DE SANEAMENTO. **Sistema Tarifário**. Porto Alegre, 2018. Disponível em:< <http://www.corsan.com.br/sistematarifario>> Acesso em: 3 jun. 2018.

GHISI, E.; MUNARIN, E.; RUPP, R. F. **Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial.** Ambiente Construído. Porto Alegre. V. 11, n. 4, p 47-64, out./dez. 2011. Disponível em:< <http://www.seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/20413> > Acesso em: 10 mai. 2018.

MARINOSKI, A. K. **Aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em Instituição de Ensino: Estudo de Caco em Florianópolis- SC.** 2007. 118 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007.

MAY, S. **Estudo da Viabilidade do Aproveitamento de Água de Chuva para Consumo Não Potável em Edificações.** 2004. 189 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia)-Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

SANTOS, P. F. **Estudo da utilização da água da chuva na UFSM-FW, visando levantar informações para o aproveitamento de água para fins não potáveis.** 2017. 52p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária)-Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen, RS, 2017.

TOMAZ, P. **Aproveitamento da água da chuva para áreas urbanas e fins não potáveis.** São Paulo: Navegar Editora. 205 p., 2011.

VIOLA, H.; NUNES, R. T. S.; FREITAS, M. A. V. de. **Aproveitamento de águas pluviais como potencial ação mitigadora dos efeitos das mudanças climáticas: o caso da cidade do samba no município do rio de janeiro.** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 17 p., 2007.

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE AGENTES QUÍMICOS OU DANOS AMBIENTAIS E SEUS EFEITOS A *LEPTODACTYLUS LATRANS* (LINNAEUS, 1758)

Data de aceite: 17/06/2020

Raquel Aparecida Mendes Lima

Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins – IFTO.

Adriana Malvasio

Professora do Programa de Mestrado em Ciências do Ambiente. Universidade Federal do Tocantins – UFT.

Melissa Barbosa Fonseca Moraes

Professora do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Tocantins – IFTO.

RESUMO: O Município de Lagoa da Confusão – TO conhecido pelos projetos agrícolas, onde rio Urubu é um dos rios mais degradados da região. Levando em consideração o impacto ocasionado por esses projetos naquela região é que se objetivou analisar os tecidos vivos (fígado, epitélio e sistema reprodutor), a fim de verificar a existência de alterações em *L. latrans* capturados ao longo do Rio Urubu, Lagoa da Confusão e Cristalândia – TO. Para tanto se utilizou a análise histológica dos tecidos citados, os quais apresentaram alterações significativas em animais dos

três pontos de estudo. No fígado houve alterações em sua composição, por exemplo, hiperemia intensa com perda do arcabouço vascular. Na pele, abundância de melanina próxima à lâmina basal. E o sistema reprodutor, tanto feminino quanto masculino, não apresentaram alterações. A existência dessas alterações remete a presença de produtos químicos presentes que podem causar o estresse histológico.

PALAVRAS-CHAVE: Anfíbios, histopatologia, irrigação, tecidos.

EVALUATION OF THE IMPACT OF CHEMICAL AGENTS ON ENVIRONMENTAL DAMAGE AND ITS EFFECTS ON *LEPTODACTYLUS LATRANS* (LINNAEUS, 1758)

ABSTRACT: The Municipality of Lagoa da Confusão - TO known for its agricultural projects, where the Urubu River is one of the most degraded rivers in the region. Taking into account the impact caused by these projects in that region, the objective was to analyze the living tissues (liver, epithelium and reproductive system), in order to verify the existence of alterations in *L. latrans* captured along the Urubu River, Lagoa da Confusão and Cristalândia - TO. For this purpose, histological analysis of the aforementioned tissues was used, which

showed significant changes in animals from the three study points. In the liver there were changes in its composition, for example, intense hyperemia with loss of the vascular framework. In the skin, an abundance of melanin close to the basal lamina. And the reproductive system, both female and male, showed no changes. The existence of these changes refers to the presence of chemicals present that can cause histological stress.

KEYWORDS: Amphibians, histopathology, irrigation, tissues.

1 | INTRODUÇÃO

Diversas ações negligentes, às vezes, propiciam o aumento de impactos ambientais. A poluição ambiental tem aumentado significativamente, principalmente em ecossistemas aquáticos, que pode provocar perda de biodiversidade, implicando na diminuição ou desaparecimento de populações. Diante disso, o ambiente tem sido monitorados, ação fundamental na busca de conhecimento da realidade local, além de ser uma das maiores preocupações humanas, já que o consumo direto e indireto de águas contaminadas pode causar sérios danos aos organismos aquáticos.

Os anfíbios foram os primeiros vertebrados a colonizar a terra e seu ciclo de vida está intimamente ligado à água. O nome anfíbio refere-se justamente a vida dupla (anfi = ambos e bio = vida), indicando a transição do meio aquático para o terrestre. Os adultos providos de pulmões habitam a terra, mas sempre dependentes da água para sobreviver e perpetuar a espécie Auricchio & Salomão (2002).

Os anfíbios atuais são incluídos na Subclasse Lissamphibia (anfíbios de pele lisa), composta por três ordens: Urodela ou Caudata (Salamandra e tritões), anfíbios com dois a quatro membros e cauda longa; Apoda ou Gymnophiona (cobras-cegas ou cecílias), anfíbios sem membros, com formato vermiforme e um grande número de anéis corporais, e Anura (sapos, rãs e pererecas), anfíbios sem cauda e com pernas traseiras mais longas, normalmente modificadas para locomoção por saltos Pough et al. (2003).

Algumas causas do desaparecimento de espécies podem estar relacionadas às alterações do habitat produzidas pelo desmatamento, queimadas, chuva ácida, aumento da radiação ultravioleta, presença de alguns animais como gado, uso de substâncias químicas ácidas ou tóxicas entre outras (Pough *et al.*, 2003).

Em ambientes com a presença de poluentes, o fígado pode desenvolver alterações histológicas nos hepatócitos, sendo possível relacionar a efeitos de contaminantes (Fanta *et al.*, 2003), dessa forma se torna um órgão importante para investigação de poluentes químicos em organismos aquáticos, pelo seu poder de acumular substâncias deixando as células hepáticas expostas a agentes químicos presentes no ambiente ou em outros órgãos (Heath, 1987).

O Estado do Tocantins, mais especificamente a região de Lagoa da Confusão, conhecida pela grande quantidade de projetos agrícolas que movimenta a economia da região, também possui uma rica biodiversidade, sendo as populações da fauna uma das mais exuberantes, porém pouco estudadas, principalmente no que tange aos aspectos histológicos.

Já que o monitoramento dos efeitos ocasionados por poluentes em anfíbios é de grande importância, quando se pretende avaliar o estresse advindo com a poluição, nesta pesquisa procurou-se identificar alterações em *L. latrans* correlacionado a ambientes onde era comum o uso de agrotóxicos, por sua vez comparando a áreas referências (possivelmente livre de contaminação).

Nesse sentido, foram realizados estudos histológicos de tecidos biológicos como: fígado, pele e sistema reprodutor de *L. latrans*, no rio Urubu, Lagoa da Confusão e Cristalândia, na tentativa de identificar alterações histopatológicas, associadas a locais de projetos higróagrícolas, tendo o *L. latrans* utilizado como bioindicador de contaminação.

A área de estudo compreendeu zonas agrícolas, situadas ao longo do Rio Urubu, município de lagoa da Confusão, Tocantins. Entretanto, compreendeu ainda a nascente do rio que nasce no município de Fátima do Tocantins (Fig.1 – delimitação da área de estudo) e os locais de bombeamento de irrigação estão presentes a partir dos trechos que compreende o município de Lagoa da Confusão – TO.

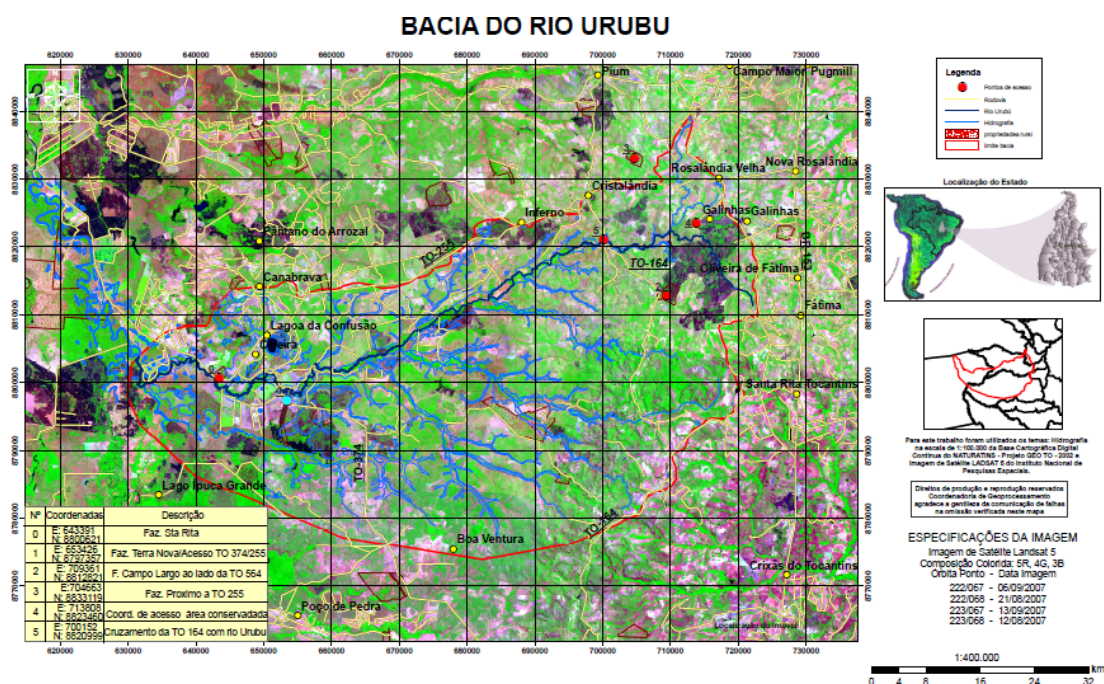


Figura 1: Delimitação da área de estudo.

2 | METODOLOGIA

Todas as amostras foram coletadas seguindo os protocolos de Auricchio & Salomão (2002), mediante autorização fornecida pelo IBAMA, sob número 16736.

A espécie utilizada como bioindicador de contaminação foi a *L. latrans*, trata-se de uma rã, da Ordem Anura, que demonstra predileção pela vida aquática, fácil obtenção, encontrada, geralmente à beira dos charcos, cacimbas e outras coleções de água como canais de irrigação.

Foram realizadas dezoito amostragens, correspondendo a seis por ponto de estudo, noventa horas de capturas, nos horários de 18h30min as 23h00min, geralmente uma hora

por observador, com grupos compostos de três a seis observadores, perfazendo um total de cinco horas de captura por ponto.

O trabalho de captura era iniciado ao anoitecer, quando algumas espécies já estavam vocalizando. Durante o dia foram realizadas visitas de reconhecimento da área, localizadas às margens do rio Urubu, para capturas ao anoitecer. As coletas foram realizadas levando em consideração a sazonalidade, acontecendo durante o ano de 2009, nos meses de março, abril, maio, julho setembro e outubro.

O animal era acondicionado em sacos plásticos com zíper até a chegada ao ponto de apoio da equipe, localizados nas Fazendas: Lago Verde e Praia Alta, ambas no município de Lagoa da Confusão – TO, posteriormente retirados dos sacos, separados por ponto de captura, colocados em recipientes plásticos, com água do próprio local de onde havia sido capturado. Na manhã do dia seguinte eram realizados os procedimentos de conservação das amostras ou marcação dos animais que deveriam ser devolvidos ao ambiente de origem.

Os anfíbios capturados e eutanasiados com formol injetado na cavidade corpórea, seguindo a metodologia de Auricchio & Salomão (2002). Posteriormente os exemplares foram higienizados com água proveniente do próprio Rio Urubu. Logo após eram acondicionados em frascos específicos em relação ao ponto de captura e cada exemplar etiquetado individualmente.

Nos frascos de vidro com capacidade aproximadamente para 4 litros, se colocava uma solução de formol a 10%, para conservar os animais até o estudo histológico no Laboratório de Ecologia e Zoologia da Universidade Federal do Tocantins, em Palmas – TO.

O método utilizado para a marcação foi o fluorescente colorido (biopolímero) subcutâneo (Bailey, 2004; Davies & Hallyday, 1979; Emlen, 1968; Johnson & Wallace, 2002; Nishikawa & Service, 1988). Todos os *L. latrans* foram devolvidos ao seu local de origem devidamente marcados com cores diferentes, de acordo com o ponto de coleta (para o ponto 1 foi utilizada a cor – rosa, ponto 2 – amarelo limão e no ponto 3 – alaranjado, sempre na pata traseira).

Com relação aos métodos de amostragem para *L. latrans*, optou-se pelo encontro visual, aliado ao transecto Heiyer et al. (2003). O Ponto 1, caracteriza uma área com vegetação nativa, com presença de uma atividade de extração de barro, em Cristalândia – TO; o Ponto 2 e 3, com Projetos hidroagrícola, Lagoa da Confusão – TO.

O preparo dos tecidos biológicos aconteceu em junho a novembro de 2009, no Laboratório de Microbiologia, da Universidade Federal do Tocantins - UFT e no Laboratório de Histopatologia da Universidade Federal de Goiás – UFG, onde foram realizadas as disseções e preparo das lâminas histológicas. Para a preparação histológica utilizou-se uma sequência de etapas baseada em Volnei & Siqueira (2000). Foram utilizados 100 (cem) animais e preparadas 202 (duzentos e duas) lâminas histológicas, de acordo com a técnica preconizada por Volnei & Siqueira (2000).

No Laboratório de Histopatologia (UFG/GO) foi realizada a confecção dos blocos de parafina, com a inclusão das peças e a fixação dos tecidos em lâminas, corados pelo método de hematoxilina e eosina (HE). Os cortes histológicos possuíam 7 (sete) micrômetros. Algumas peças devido à existência de estrutura óssea da *L. latrans* foi necessário proceder

ao desgaste e descalcificação, de acordo com Valnei & Siqueira (2000).

A identificação dos órgãos se baseou nas características macroestruturais: fígado, pele e sistema reprodutor. A análise histológica foi realizada no microscópio óptico binocular, da marca Olympus, com lentes de aumentos de 4, 10, 40 e 100X. Os registros fotográficos foram obtidos por meio de máquina fotográfica digital SONY modelo W70, com resolução de 7.0 megapixels, acoplada à ocular do microscópio.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Observação de *L. latrans* ao longo do rio Urubu, Lagoa da Confusão e Cristalândia – TO, 2009

O clima da região se caracteriza por apresentar duas estações bem definidas: uma seca (inverno) e outra chuvosa (verão). Os meses mais secos, são de agosto a abril e os mais úmidos de janeiro a outubro (Brasil, 1994), (Tocantins, 1997). Portanto, como forma de perceber o comportamento da espécie em questão considerando a sazonalidade foram realizadas capturas em períodos de seca e chuva. As capturas dos animais aconteceram ao longo das visitas que foram realizadas, nos meses de março, abril, Maio, julho, setembro e outubro de 2009, nos três pontos de estudo.

3.2 Caracterização dos pontos de estudo

Para esta pesquisa foram escolhidos dois pontos de estudo, comparando-se com uma área referência, sem influência de atividade agrícola e presença de vegetação nativa.

- Ponto 1: local referência – presença de vegetação nativa e atividade (extração de barro), situado em Cristalândia-TO;
- Ponto 2: área de estudo, desenvolvimento de atividade agrícola;
- Ponto 3: área de estudo, desenvolvimento de atividade agrícola.

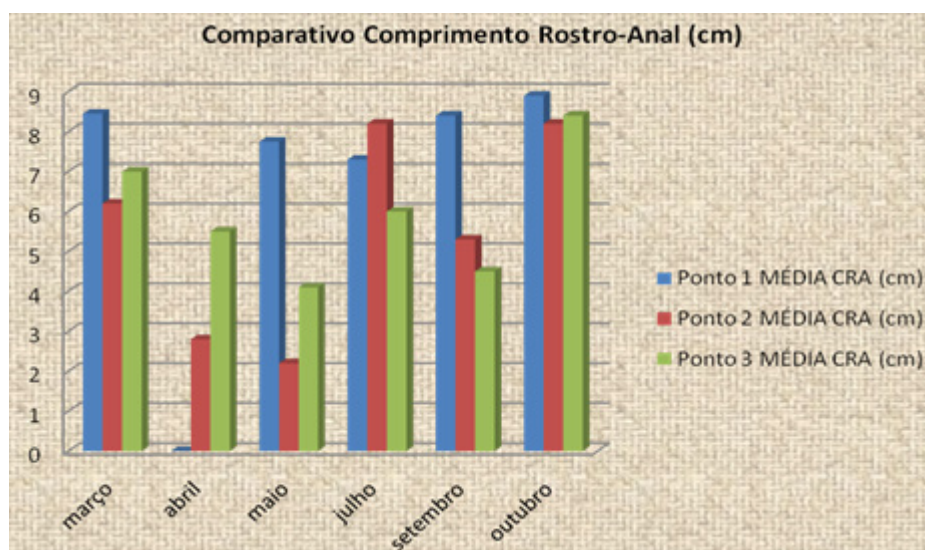


Figura 2: Tamanho dos *L. Ocellatus* capturados na área de estudo - Tocantins, 2009.

Após análise dos dados morfométricos de animais capturados durante os meses de abril, maio e julho e com base na sazonalidade, pode-se perceber que o comprimento dos animais capturados, os animais capturados durante o período de seca, apresentou comprimento rostro-anal menor com relação aos meses de setembro, outubro e março (período chuvoso), (Fig. 2).

O comparativo entre animais dos três pontos de estudo resultou em: CRA = Ponto 1 > Ponto 2 > Ponto 3. Para o ponto 1, os animais eram maiores em relação aos demais pontos. O ponto 2 foi o segundo lugar a encontrar animais com maior comprimento, restando o ponto 3, com indivíduos menores.

O local era caracterizado pela presença de vegetação nativa, na cabeceira do rio Urubu e estado de conservação maior que os outros dois pontos analisados (2 e 3), com um diferencial que em época chuvosa não era desenvolvida a atividade extrativista, logo não existia presença de máquinas no local, deixando a região propícia a regeneração florestal, que de fato foi notado, a vegetação estava mais fechada, tornando difícil o acesso.

Foi mais comum encontrar animais em locais com maior grau de antropização, ou seja, nos pontos (2 e 3), com presença de atividade agrícola, próximos aos canais de irrigação, e não menos esperado, em locais com presença de água. No ponto 1, foi o local em que menos ocorreu capturas, a quantidade de indivíduos localizados foi menor em todos os meses de visitas.

Como já esperado no período chuvoso dificultou a captura, devido à mudança de clima, pois com a presença de ventos ou chuva os animais se refugiam, não sendo encontrados com facilidade. De qualquer maneira, houve maior registro de animais capturados em área com presença de plantio agrícola (ponto 2 e 3), ou seja, até 40 animais por noite de busca.

O efeito de agrotóxicos em cada indivíduo da população pode afetar em termos de abundância e estabilidade de comunidades colocando em risco a biodiversidade Mazon et al. (2000). Em relação à análise feita, foi possível notar que, em termos de presença dos animais, foi mais comum encontrá-los em áreas com a presença de projeto agrícola, ao contrário do que foi percebido com relação aos tamanhos ou idades (jovens e adultos). Os animais localizados em área de projeto agrícola possuíam tamanhos menores e em maior quantidade.

A variação sazonal, também pode influenciar a distribuição de espécies de anfíbios anuros. Seu período de reprodução é altamente afetado pela distribuição das chuvas, principalmente porque a disponibilidade de sítios aquáticos para a reprodução é maior durante a estação chuvosa (Aichinger, 1987).

Deve-se também levar em consideração o fator “tempo” utilizado para que este estudo, pois em se estudando os impactos causados no decorrer de ano foram possíveis notar algumas alterações na distribuição desses animais, quando, na verdade sabe-se que esse quadro pode ser totalmente diferente daqui alguns anos de continuidade do uso de agrotóxicos, agravado pelo uso daqueles que não são regulamentados por lei.

3.3 Estudo histológico

Foram analisados 95 indivíduos. No geral, os resultados obtidos a partir da análise histológica a partir de corte hepático, pele e sistema reprodutor em fêmea/macho de *L. latrans* mostrou que houve alterações nas amostras de tecido hepático e pele de 100% dos animais analisados (Fig.3).

Total de lâminas existentes	Quantidade de animais analisados	Quantidade de fígados analisados	Quantidade de peles analisadas	Quantidade de S. Reprodutor masculino analisado	Quantidade de S. Reprodutor feminino analisado
100%	47%	16,34%	15%	12%	3%
202	95	33	31	24	7
Quantidade de tecidos alterados	Fígados alterados	Peles alteradas		S. Reprodutor masculino alterado	S. Reprodutor feminino alterado
100%	53,23%	46,77%		0	0
62	33	29		0	0

Figura 3: quantitativo de *L. Latrans* analisados e com alterações histopatológicas.

A estrutura que normalmente foi encontrada em fígado, de *L. latrans* na região de estudo, segue o padrão dentro da normalidade para a espécie. Após análise histológica percebeu-se que aproximadamente 53% (33 animais) dos animais possuíam alterações hepáticas, 47% (29 animais) alterações em nível de pele e sistema reprodutor tanto feminino quanto masculino não apresentaram alterações (Fig. 3).

Em torno de 15% dos animais analisados apresentou aspecto histológico normal, entretanto, apenas para o sistema reprodutor que não foram identificadas alterações.

Quatro animais *L. latrans* capturados, nos três pontos, que possuem as mesmas características histológicas do fígado, identificado também lóbulos hepáticos clássicos e tríade porta hepática, além de hepatócitos poliédricos organizados em ácinos, espaço de Disse identificável, preenchidos por sinusóides, passando através dos hepatócitos, presença de artérias e veias em vários calibres, células sanguíneas nucleadas, cápsula fibrosa formada por 3 a 4 camadas de fibras colágenas entremeadas por células fusiformes e Hepatócitos não vacuolizados. Presença de granulações formando os corpúsculos extracelulares, marcante pelo fato de estarem densamente corados de tamanhos maiores e mais condensados.

Os animais dos pontos 1, 2 e 3, capturados durante o mês de março e que media 8,4 cm, considerado jovem. Os demais animais (sete) eram dos pontos 2 e 3 com tamanhos variados (5,0 – 8,4 cm), capturados nos meses de maio, julho e setembro de 2009.

Em corte histológico hepático foi possível evidenciar a presença de compartimentalização dos lóbulos hepáticos, presença de tríade porta hepática; com evidência de alterações como: presença de granulações formando os corpúsculos extracelulares densamente corados; compartimentalização; vacuolização citoplasmática relativa dos hepatócitos. Entretanto, em corte histológico do fígado de animais do Ponto 1, área referência, capturados nos meses de março e outubro, apresentando medidas variando de (8,3 - 9,5 cm). Quanto às características histológicas do fígado desses animais diferem de outros animais estudados anteriores que

apresentaram tríade porta hepática, ou seja, estrutura formada por veia, ducto e artéria.

Um dos animais dentre os analisados que apresentou estrutura do sistema representando o ponto 2, capturado no aterro utilizado para irrigação do projeto agrícola de arroz irrigado por inundação, mês de março e media 9,5 cm. Histologicamente, o corte hepático apresentou compartimentalização dos lóbulos hepáticos, hiperemia intensa e com perda do arcabouço vascular; presença de granulações formando os corpúsculos extracelulares densamente corados com tamanhos relativamente médios a grandes. Alterações consideradas críticas o que leva a crer que o tempo e as doses de toxinas a que o animal foi exposto eram altas (Junqueira e Carneiro, 2008).

A hiperemia trata-se da perda do arcabouço vascular, ou seja, derramamento de sangue que acontece no espaço de Tisse.

O fígado de nove animais dos pontos 2 e 3, área com presença de projeto agrícola, que apresentaram tamanhos variados, podendo encontrar as mesmas características tanto em animais jovens quanto em adultos (5,1 – 9,4 cm), nos meses de abril, maio, julho e outubro. Alterações significativas foram identificadas nesses animais, como: compartimentalização dos lóbulos hepáticos, relativa hiperemia com perda do arcabouço vascular e infiltrado leucocitário; presença de granulações formando os corpúsculos extracelulares densamente corados com tamanhos relativamente médios a grandes. As alterações são ainda mais significativas que as encontradas em animais do ponto 1.

3.4 Pele

A taxa de evaporação do anuro é da mesma ordem de grandeza que a evaporação numa superfície de água livre e a pele dos anfíbios não parecem representar uma barreira significativa à evaporação Pough et al. (2003).

Oito animais capturados nos três pontos de estudo, durante os meses de março, abril, maio, julho e outubro de 2009, classificados como sendo indivíduos jovens e adultos (5,1 – 9,5 cm), de acordo com as medidas apresentadas.

O corte histológico da pele desses animais apresentou uma estrutura com a seguinte formação: uma camada de células do estrato córneo, duas camadas de células no estrato intermediário com núcleo plano, estrato basal (normal), grandes glândulas próximo a lâmina basal, melanina no entorno das glândulas.

Houve alterações histopatológicas na pele desses animais tais como: a presença de melanina no entorno das glândulas, o que significa que esses animais passaram por alguma situação de estresse ou agressão em seu ambiente, que desencadeou uma reação de defesa que eles possuem - a produção de melanina.

Os dois animais capturados em dois pontos diferentes, um em área de projeto agrícola, e outro em área de vegetação nativa, entretanto com a presença de extração de barro, sendo um jovem e o outro adulto (3,2 e 9,1 cm), referente aos meses de março e setembro. A formação da estrutura da pele apresentada por eles foi a seguinte: uma camada queratinizada, três camadas do estrato intermediário com núcleos achatados, estrato basal com núcleos ovóides heterocromáticos (normal), ausência da vacuolização (normal); ausência de melanina

próxima à lâmina basal. Nesse caso não houve evidência de alterações histológicas.

Cinco animais que possuíam este padrão histológico de pele foram capturados nos meses de março, abril, maio e outubro de 2009, nos pontos 1, 2 e 3, sendo que alguns eram indivíduos jovens (3,5 – 8,6 cm). As características histológicas apresentadas foram: uma camada queratinizada; células do estrato intermediário com núcleos ovóides; células do estrato basal com núcleos esféricos grandes e heterocromáticos; vacuolização citoplasmática média; glândulas sub-epitelial; acúmulo de melanina próximo a lâmina basal.

As alterações histopatológicas encontradas nesses animais foram: células do estrato basal com núcleos esféricos grandes e heterocromáticos; vacuolização citoplasmática média; acúmulo de melanina próximo à lâmina basal, que pode ser uma possível reação desencadeada frente ao estresse ambiental vivido.

Doze animais apresentaram o padrão histológico, foram animais somente dos pontos 2 e 3, onde possuíam área de projeto agrícola, capturados nos meses de maio, abril, julho e outubro de 2009. Histologicamente os animais acima apresentaram: ausência de camada queratinizada, camada basal com núcleos grandes ou volumosos eucromáticos, vacuolização citoplasmática grande, com grandes glândulas sub-epiteliais, abundância de melanina próximo à lâmina basal.

De forma geral as alterações histopatológicas encontradas nas lâminas de pele analisadas foram: abundância de melanina próximo à lâmina basal; ausência de camada queratinizada; camada basal com núcleos grandes ou volumosos eucromáticos.

3.5 Sistema Reprodutor

O sistema reprodutor de duas fêmeas encontradas no Ponto 2, área de plantio agrícola, nos meses de maio e julho, foram classificadas com sendo uma jovem e outra adulta (3,4 e 8,0 cm). Três animais analisados dos pontos 1 e 3, área de vegetação nativa e projeto agrícola, respectivamente, eram fêmeas adultas (7,9 – 8,4 cm), capturadas nos meses de março, julho e outubro de 2009.

Em corte histológico do sistema reprodutor feminino foi possível identificar a presença de Tuba uterina com epitélio cilíndrico simples com estericólios, células caliciformes, ovócitos com núcleo descentralizado e heterocromático, citoplasma cromóforo, todos com aspecto normal.

3.6 Testículo

A organização básica do testículo é comum a todos os anfíbios. Tem funções espermatogênica e androgênica, possuindo dois compartimentos principais: interticial e o tubular. O compartimento tubular contém células somáticas (Células de Sertoli) e as células germinativas que irão formar os espermatozóides, após passarem por um processo bastante complexo e altamente organizado, a espermatogênese (Billard, 1990); Koulis et al. (2002).

As células de sertoli delimitam física e funcionalmente um clone de células germinativas no mesmo estágio de desenvolvimento que tem origem a partir de uma única espermatogônia primária, formando, assim, os espermatozóides ou cisto espermatogênico. Os animais

capturados nos pontos 2 e 3, nos meses de abril, março e outubro, nos pontos com presença de plantio agrícola, eram machos adultos.

Os três animais representados eram machos jovens e adultos (6,1 – 8,4 cm), capturados nos pontos 1 e 3, nos meses de março, julho e outubro de 2009. Apresentavam testículo imaturo; túnica albugínea espessa, túbulos seminíferos separados por grande quantidade de fibras colágenas e vasos sanguíneos de diversos calibres; Revestimento interno formado por células cubóides basófilas e ausência de espermatogênese.

O fato dos anfíbios serem animais ectotérmicos (cuja temperatura geralmente está um pouco acima da temperatura ambiente) provavelmente faz com que a duração dos eventos espermatogênicos varie de acordo com temperatura, sendo mais rápidos em temperaturas mais elevadas (França et al., 2002).

4 | CONCLUSÕES

A população de anfíbios serve para equilibrar o ecossistema como controladores de insetos e outros invertebrados, além de ser cardápio na cadeia alimentar para répteis, aves e mamíferos. Sem os anfíbios, as lavouras estão sujeitas a infestações de pragas e o homem não sobreviveria a tantas transmissões de doenças pelos insetos.

Dentre os tecidos, o fígado e a pele, de *L. latrans* que foram analisados apresentaram alterações histopatológicas, sendo mais críticas no fígado dos animais, para os três pontos analisados.

As alterações provocadas são diretamente relacionadas à toxicidade, ao tempo de exposição, a rapidez de penetração através dos envoltórios celulares. A probabilidade de que efeitos ecológicos adversos possam ocorrer como resultado da exposição dos ecossistemas naturais a um ou mais agentes estressores podem causar riscos severos as demais comunidades biológicas e até mesmo à saúde humana.

Portanto, em relação ao fígado, os tecidos dos animais que foram analisados referentes aos três pontos estudados apresentaram alterações em sua composição: presença de granulações formando os corpúsculos extracelulares densamente corados e pouco dispersos, assim como mais condensados e de tamanhos variados; compartimentalização dos lóbulos hepáticos; vacuolização intensa dos hepatócitos; hiperemia relativa e intensa com perda do arcabouço vascular e infiltrado leucocitário.

O processo de entrevistas mostra que é de fundamental importância demonstrar a necessidade de existência de práticas de Educação Ambiental com todos os envolvidos nesses projetos, que certamente levará algum tempo para que se envolvam a fundo por gerações e gerações, até que algo mais positivo prevaleça na vida daquelas pessoas.

REFERÊNCIAS

Aguiar, L. H. DE, F. C. Corrêa. & G. Moraes. 2000. Efeitos do pesticida organofosforado Methyl Parathion (Folidol 600^R) sobre metabolismo e atividade de Colinesterases do Teleósteo de Água Doce, *Brycon cephalus* (matrinxã) (Gunther, 1869). Universidade Federal de São Carlos. In.: **Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI.**

Aichinger, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Ecologia*. 71: 583-592.

Albinati, A.C.L., T. L. E., **Moreira** & B. C. R. **Albinati**. 2007. Toxicidade aguda do herbicida Roundup® para piauçu (*Leporinus macrocephalus*). *Revista Brasileira de Saúde Prod. Anim.* p.184-192.

Arias, L. R. A., **Viana**, P. A. T., & **Inácio**, F. A. 2002. Utilização de Bioindicadores como ferramentas de monitoramento e avaliação ambiental: o caso de recursos hídricos. Disponível em: < <http://www.ebape.fgv.br/radma/doc/FET/FET-020.pdf>>. Acesso em: 08 jul. 2008.

Auricchio, P & **Salomão**, M. da G. 2002. Procedimento de coleta de amostras de *L. latrans*: Técnicas de coleta e preparação de vertebrados.

Barbosa, H. V. M., **Rabello**, H., **Sampaio**, F. D. F., **Castro**, T. M., **Maioli**, L. U. & **Pereira**, E. A. 2007. Levantamento da anurofauna da reserva legal da Fazenda brunoro agro-avícola em venda nova do Imigrante, Estado do Espírito Santo. Anais. VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu – MG.

Billard, R. Spermatogenesis in teleost fish. In: LAMMING G.E. (ed). *Reproduction in the male*. Churchill Livingstone, 1990.

Braunbeck, T. Cytological alterations in fish hepatocytes following *in vivo* and *in vitro* sublethal exposure to xenobiotics – structural biomarkers of environmental contamination. In: BRAUNBECK, T.; HINTON, D.E.; STREIT, B. **Fish ecotoxicology**. Berlin: Birkhäuser, 1998. p. 61-140.

Burkett, W. D & **Thompson**, C. B. Wildlife association with human-altered water sources in semiarid vegetation communities. *Conserv. Biol.* 8. 1994. p. 682-690.

Carpene, M& **Vasak**, M. Hepatic Metallothionin from Goldfish (*Carassius auratus*). 1989. *Comp. Biochem. Physiol.*, 92B. 463-468.

Constantino, S. L. 2007. Avaliação do estresse oxidativo em *Geophagus brasiliensis*, expostos a agrotóxicos em cultura de arroz irrigado, no município de Araranguá, SC. Universidade do Extremo sul Catarinense. Santa Catarina.

Costa, M. L. & **Gjorup**, B. G. Problemas ambientais causados pela agricultura nocerrado. In: AGRICULTURA E MEIO AMBIENTE, 1994, Viçosa. **Anais...Viçosa: Núcleo de Estudos e Pesquisa em Meio Ambiente – NEPEMA/UFV**, 2004. p. 101-112.

Dixo, O. B. M. Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serrapilheira no sul da Bahia. 2001. Dissertação de Mestrado, USP. 77p.

Fanta, E., **Rios**, S. F., **Romão**, S., **Vianna**, C. C. A & **Freiberger**, S. Histopathology of the fish *Corydoras paleatus* contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and contaminated with sublethal levels of organophosphorus in water and food. 2003. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. V54.

Feio, N. R., **Braga**, L. M. U., **Wiederhecker**, H. & **Santos**, S. P. Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais). 1998. Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, MG, 32p.

Filonov, G. A. **Tereshchenko**, I. E., **Monzón**, C. O., **González**, R. M. E. & **Godínez**, D. E. 2000. Variabilidad estacional de los campos de temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. **Ciencias Marinas**. 26(2):303-321.

França, L. R., **Rocha**, D. C. M., **Miranda**, J. R. **Debeljuk**, L. Proliferación de células de Sertoli y función testicular. 2002. Boletín Informativo de la Sociedad Argentina de Andrología. V11.

Gascon, C. Population- and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian

rainforest tadpoles. 1991. Ecology 72. p. 1731-1746.

George, L. L. & **Castro**, R. R. L. Histologia comparada. 1998. 2. Ed. Rev. e ampl. São Paulo: Roca.

Geneser, F. **Histologia**. Sobre bases biomoleculares. 1999. 3. ed. Ed. Médica Panamericana. Buenos Aires. Argentina.

Health, A. G. Water pollution and fish physiology. 1987. Boca Raton: CRC Press.

Heyer, W. R. Ecological interactions of frog larvae at a seasonal tropical location in Thailand. 1973. J. Herpetol. 7: 337-361.

Hinton, D. E., **Baumann**, P. C., **Gardner**, G. R., **Hawkins**, W. E., **Hendricks**, J. D, **Murchelano**, R. A., **Okirino**, M. S. Histopathology biomarkers. Biomarkers biochemical, physiological and histological markers of antropogenic stress. 1992. Flórida: Lewis Publishers. p.155-209.

Jim, J. Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). Dissertação de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Jorge, J. L. T., Manual para el censo de los vertebrados terrestres. 1980. Editora Raices, Madrid, 1986, p. 38.

Junqueira, L. C. U.; **Carneiro**, J. Histologia básica. 2008. 11 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Koulish, S., **Kramer** C. R. **Grier**, H. J. Organization of the male gonad in a protogynous fish, *Thalassoma bifasciatum* (Teleostei: Labridae). 2002. **Journal of Morphology**, v.254.

Krüger, R. A. Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com *Allium cepa*, 2009.

Kumar, K& **Ansari**, B. A. Malathion toxicity: effect on the liver of the fish Brachydanoio rerio (Cyprinidae). 1986. Ecotoxicology and environmental Safety. Orlando, v.12.

Laurèn, D. J. & **Mcdonald**, D. G. Acclimation to copper by rainbow trout, *Salmo gairdneri*: physiology. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 42: 630-648.

Lima, S. L.& **Agostinho**, C. A. A Criação de Rãs. 1989. 2ªed., São Paulo: Globo, 187p.

Le gac, F. & **Loir**, M. Male reproductive system, fish. In: KNOBIL, NEILL, J. D. (ed.). Encyclopedia of reproduction. 1999. San Diego: Academic Press. v.3 p.20-30.

Lombardi, J.V. Fundamentos de toxicologia aquática. Sanidade de Organismos Aquáticos. 2004. Editora Varela, p.263-272.

MAIRESSE, L. A. S.; COSTA, E. C.; FARIAS, J. R.; FIORIN. R. A. **Bioatividade de extratos vegetais sobre alface (*Lactuca sativa* L.1) Bioactivity of plant extracts on lettuce (*Lactuca Sativa* L.)**. Revista da FZVA. Uruguaiana, v.14, n.2, p. 1-12. 2007.

Marzon. A. F., **Pinheiro**, G. H. D., **Fernandes**, M. N. Contaminação dos ecossistemas aquáticos pelo estudo da toxicidade do cobre em Curimatá, *P. Scrofa* (Teleostei, Prochilodontidae). 2000. Universidade Federal de São Carlos. In.: In.: Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI.

Miller, G. T. Ciência Ambiental. Revisão técnica: Thomson Learning, 1931. Título Original: Environmental science "Tradução da 11ª edição norte-americana". 2007.

- Pough, F. H., Janis, C. M. & Meser, J. B.** A vida dos vertebrados. São Paulo: Atheneu, 2003.
- Rabb, G. B.** Declining amphibian population. species, 1990. 33-34.
- Santos, E.** Anfíbios e Répteis, Editora Villa Rica, Volume 3, 4ª Edição, 1994, 263 p.
- Schmidt, N. K.** Fisiologia Animal – Adaptação e Meio Ambiente, Editora Santos, São Paulo, 1999, 600 p.
- Schwaiger, J., Wanke, R., Adam, S., Pawert, M., Honnen, W& Tribskorn, R.** The use histopathological indicators to evaluate contaminant related in fish. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery, v.6, p. 75-86, 1997.
- Silva Júnior, C. & Sasson, S. Biologia 2,** Editora Saraiva, 8ª Edição, 6ª tiragem São Paulo, 2005, 527 p.
SOARES, R. V. & Batista, A. C., Meteorologia e Climatologia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 2004, 195 p.
- Storer, T. I., Usinger, R. L.** Zoologia Geral. São Paulo, Companhia Editora Nacional, 1979. 757p.
TOCANTINS. Secretaria do Planejamento e Meio Ambiente. Diagnóstico do uso de agroquímicos nas sub-bacias hidrográficas a montante do Parque Estadual do Cantão e seu entorno. Palmas: SEPLAN, 2002.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. *Federal Register*, 61, 47552-47631.1996.
- Volnei, W. G. & Siqueira, W. C.** Histotecnologia básica. Laboratório da unidade da anatomia patológica e citologia do Hospital de Base do Distrito Federal. Brasília – DF. 2000.
- Weltzien, F. A., Andersson, E., Shalchian-Tabrizi, K. & Norberg, B.** The brain pituitary gonad axis in male teleosts, with special emphasis on flatfish (Pleuronectiformes). *Comparative Biochemistry and Physiology – part A: Molecular & Integrative Physiology*, v.137, n.3 p. 447-477. 2004.
- White, P. A. & Rasmussen, J. B.** The Genotoxic Wastes in Surface Waters. *Mutat Res.*, Madrid, v. 410, p. 223-236, Jan. 1998.
- Zambrone, F. A. D.** SINTOX: **Sistema de Informação Toxicológica.** Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002, p.2-43. Disponível em: <<http://www.fiocruz.br/cict.oque.estrut.dect/sintox.kitbrasil.html> > Acesso em 2 jan. 2009.
- Zimmerman, B. L. & Rodrigues, M. T.** Frogs, snakes, and lizards of the INPA – WWF Reserves near Manaus, Brazil. In: Gentry, A.H. (ed.), *Four Neotropical Rainforests.* Yale University Press, New Haven. 1990.

AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS DE VIABILIDADE AGRONÔMICA E IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM SISTEMA DE AQUAPONIA NA FAZENDA SÃO JOÃO - SÃO CARLOS - SP

Data de aceite: 17/06/2020

Data de submissão: 17/03/2020

Gustavo Ribeiro

Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos
São Carlos - SP
<http://lattes.cnpq.br/3561181401255439>

Artur Almeida Malheiros

Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos
São Carlos - SP
<http://lattes.cnpq.br/2575137289903326>

Maria Olímpia de Oliveira Rezende

Universidade de São Paulo, Instituto de Química de São Carlos
São Carlos - SP
<http://lattes.cnpq.br/6164624893473124>

Luiz Antonio Daniel

Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos
São Carlos - SP
<http://lattes.cnpq.br/1620570536303906>

Tadeu Fabrício Malheiros

Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos
São Carlos - SP
<http://lattes.cnpq.br/4422237568128846>

Jose F. Alfaro

University of Michigan, School for Environment and Sustainability

Ann Arbor - MI

<https://orcid.org/0000-0002-7127-8240>

Maria Diva Landgraf

Universidade de São Paulo, Instituto de Química de São Carlos
São Carlos – SP
<http://lattes.cnpq.br/0630468129527894>

RESUMO: Aquaponia se dá pela combinação da aquicultura com a hidroponia, em um ambiente simbiótico que permite a diminuição de impactos associados à produção de peixes e apresenta-se como uma alternativa socioambiental agradável em relação à agricultura convencional. Este estudo visou a produção de vegetais (tomates) de maneira integrada à criação de peixes em um sistema aquapônico no sítio São João, em São Carlos - SP, verificando a sua viabilidade. Além disso, busca-se encontrar eficiência no tratamento da água em termos de remoção de nutrientes - principalmente nitrogenados - e do controle da qualidade da água no tanque de tilápias. Análises realizadas mostraram uma diminuição significativa na concentração de nutrientes (cerca de 30% de remoção de amônia, por exemplo), melhorando a qualidade da água para criação dos peixes, à medida que permitiu o crescimento dos vegetais de

forma saudável. A abordagem circular apresenta-se como uma boa alternativa na produção em relação a sistemas convencionais de agricultura, com menores emissões ao ambiente do que na aquicultura convencional.

PALAVRAS CHAVE: aquaponia, aplicações ao desenvolvimento sustentável, sistema agrícola integrado, economia circular.

EVALUATION OF THE AGRONOMIC VIABILITY AND ENVIRONMENTAL IMPACTS ON AN AQUAPONIC SYSTEM IN THE FARM SÃO JOÃO - SÃO CARLOS - SP

ABSTRACT: Aquaponics is the combination of aquaculture with hydroponics, in a symbiotic environment that allows the mitigation of impacts associated with fish breeding and presents better social-environmental alternatives to conventional agriculture. This study seeks to produce vegetables (tomatoes) in association to fish farming in an aquaponic system in the São João farm, in São Carlos - SP, evaluating its viability. Besides, it seeks to find the system efficiency about nutrients removal - mainly nitrogenous - and about the control of water quality in the fish tank. Analyses showed a significant decrease in the nutrient concentration (about 30% of ammonia removal, for example), improving the water quality for the fish while growing healthy plants. The circular approach shows great alternatives for production with much lower emissions to the environment than traditional aquaculture.

KEYWORDS: aquaponics, applications for sustainable development, integrated farm system, circular economy.

1 | INTRODUÇÃO

Aquicultura é a produção de organismos aquáticos em cativeiro, e utiliza vários recursos, tanto humanos e manufaturados, quanto naturais: solo, água, energia, ração, fertilizantes, equipamentos, mão de obra (VALENTI, 2002). De acordo com o IBGE, a aquicultura vem ganhando espaço nos últimos anos, tendo um crescimento de 20% de 2013 para 2014, e sendo a piscicultura responsável por 70% da produção nacional. Segundo alguns autores (Valenti, 2002; Bezerra e Silva, 1998; Espíndola, 2006), entretanto, ela traz alguns impactos ambientais, tais como:

- remoção da cobertura vegetal no local de construção dos viveiros;
- remoção de mata ciliar para captação de água;
- erosão com o carregamento de sedimento para cursos d'água naturais;
- liberação de efluentes ricos em nutrientes (principalmente N e P), causando eutrofização em corpos d'água naturais;
- liberação de efluentes ricos em matéria orgânica e sólidos em suspensão, aumentando a turbidez em corpos d'água naturais;
- introdução de espécies exóticas e de possíveis doenças no ambiente;
- introdução de substâncias tóxicas e drogas bioacumulativas no ambiente.

Como alternativa a minimizar esses impactos, surge a aquaponia, ou seja, a produção

de alimentos que utiliza peixes e plantas em um ambiente simbiótico, com menor consumo de água e alto aproveitamento do resíduo orgânico. O termo vem da junção das palavras “aquicultura” e “hidroponia”, que se refere à produção de plantas sem solo. As pesquisas em aquaponia passaram a demonstrar resultados expressivos nos últimos anos, com referência em estudos estrangeiros. A literatura brasileira ainda é escassa no tema, com algumas poucas publicações recentes, incluindo universidades e a Embrapa, começando seus ensaios experimentais (CARNEIRO et al., 2015).

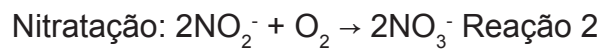
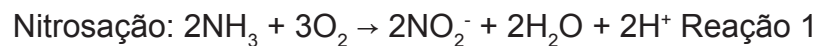
Na aquaponia, tem-se a criação de peixes e o cultivo de vegetais, como mostrado na figura 1. A criação de peixes é geralmente feita em um ou vários tanques, com características diversas, tomando o cuidado com materiais que liberam substâncias tóxicas na água, uma vez que é um ambiente para a produção de alimentos. Além disso, exige um sistema de aeração para os peixes e as bactérias nitrificantes, e para os animais maiores, um filtro de sólidos, um mineralizador e degaseificador, para ajustar algumas condições de resíduo dentro do ambiente. Quanto ao cultivo de vegetais, são 3 os ambientes mais comuns para o cultivo: um volume que contenha um substrato com alta relação superfície:volume, canaletas ou flutuantes, sendo que se diferem nos equipamentos utilizados e nas produtividades alcançadas.



Figura 1. Integração entre criação de peixes e hidroponia. Fonte: Carneiro et al., 2015.

Além dos peixes e dos vegetais, que no caso do estudo ora apresentado é o tomate, é necessário que haja no sistema condições adequadas para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, dos gêneros *nitrosomonas* e *nitrobacter* (Carneiro et al., 2015), que são responsáveis pela transformação de amônia em nitrito (NO^{2-}), processo denominado nitrosação (Reação 1), e de nitrito em nitrato (NO^{3-}), processo denominado nitratação (Reação 2). O nitrato assim formado será absorvido pelas raízes dos vegetais. Juntos, estes organismos desenvolvem um importante papel no sistema, agindo como filtro biológico e

assegurando boas condições de qualidade de água para o crescimento dos peixes. Esta técnica almeja o total reuso da água, diminuindo quase totalmente o despejo de efluente rico em nutrientes, gerado nos tanques de peixes.



Segundo Carneiro et al. (2015), algumas vantagens observadas na aquaponia são a baixa utilização de água, a possibilidade de produção de alimentos no meio urbano, o aproveitamento de dejetos produzidos por peixes, o controle da proliferação de algas e fungos, a diversificação da produção e geração contínua de renda e a minimização de riscos ambientais quanto à contaminação. Além disso, esse sistema sugere a reutilização total da água, o que evita o desperdício e diminui a liberação de efluente no meio ambiente, sendo mais eficiente na utilização da água e geração de efluente que a própria hidroponia.

Entretanto, a operacionalização de sistema de aquaponia não é simples, dada sua complexidade ambiental, social e econômica. Trata-se de um sistema não orgânico, já que utiliza nutrientes processados industrialmente. Em adição, a baixa oferta de fertilizantes naturais para a hidroponia causa dificuldades na produção. Do ponto de vista educacional, há necessidade de capacitar o pequeno produtor para o adequado e sustentável funcionamento do sistema. Assim como é preciso ampliar os canais de comunicação e sensibilização com os consumidores, governos locais, comitês de bacias hidrográficas e agências de regulação e licenciamento relacionadas à questão das águas.

O propósito deste estudo é integrar a produção de vegetais ao sistema de criação de peixes em tanque já existente no Sítio São João, em São Carlos - SP, a partir da técnica de aquaponia, possibilitando, simultaneamente, o crescimento de vegetais e a manutenção da qualidade da água dos tanques. Assim, o estudo visa à diminuição de impactos ambientais relacionados à água residuária do tanque de peixes e, ao mesmo tempo, ao aumento da diversidade de produção do sítio, com alternativas que não se limitam ao uso de pesticidas e de agrotóxicos.

Ressalta-se que o sítio é um importante centro de educação ambiental da região e o sistema aquapônico entrará em seu ciclo de exibição.

Este estudo teve como objetivo avaliar parâmetros de viabilidade agrônômica e impactos ambientais a partir de um sistema de aquaponia no sítio São João - Município de São Carlos – SP. Para isso, os resultados aqui obtidos serão comparados qualitativamente a outras formas de cultivo.

2 | METODOLOGIA

2.1 Sistema aquapônico

Foram instaladas no sítio São João nove caixas de cultivo de dimensões (2 x 2 x 0.3)

m³ no interior de uma estufa, uma caixa d'água e uma bomba. O esquema do sistema pode ser visto na figura 2. O funcionamento se dá a partir do bombeamento da água do tanque para a caixa d'água, que fica na cota mais alta de todo o sistema. Então, a água escoo por gravidade, passando pelas caixas de cultivo no interior da estufa e, em seguida, retorna ao tanque.

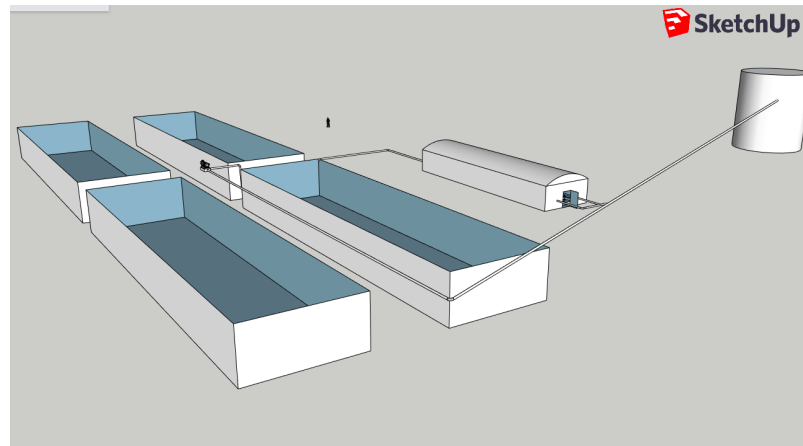


Figura 2. Esquema de idealização do sistema de aquaponia. Google SketchUP. Fonte: Arquivo pessoal

Toda a infraestrutura necessária ao desenvolvimento do projeto foi instalada no local e é mostrada nas figuras 3 a 6. O substrato escolhido para as caixas de cultivo foi a argila expandida, sendo um material com alta relação superfície:volume. As caixas se enchem e esvaziam com o auxílio de um sifão do tipo sino (figura 7), em dois ciclos por hora, sendo que o enchimento leva cerca de 22 minutos e o esvaziamento cerca de 8 minutos, ajustados em função da vazão do sistema.



Figura 3. Caixa d'água.



Figura 4. Tanque e estufa do sistema



Um sifão do tipo sino consiste em um tubo vertical, com boca para cima, que se projeta a partir de um tubo de drenagem no fundo da caixa, que drena a água até o tanque de peixes. Como o nível da água na caixa excede a altura do tubo vertical, a água transborda através do interior do tubo vertical e o dreno direciona o fluxo de água para o tanque de peixes. Um tubo adicional (o “sino”), que tem um diâmetro duas vezes maior que o tubo vertical e é ligeiramente mais longo que ele, é equipado com uma tampa em uma extremidade. Entalhes são feitos na extremidade inferior do sino e ele é colocado sobre o tubo vertical, o que cria a dinâmica do sistema (Fox et al., 2010). Essa dinâmica garante que o sistema caixa-argila-microrganismos-plantas permaneça uniformemente oxigenado (Carneiro et al., 2015), justamente porque esse ciclo ocorre duas vezes por hora.



Figura 7. Detalhe do sifão do tipo “sino”. Fonte: Arquivo pessoal

2.2 Coleta de dados

A coleta de água para as determinações químicas foi realizada em dois pontos: na saída do cano de distribuição que chega à quinta caixa (“output”, figura 8), e na saída do cano de retorno ao tanque de peixes, após passar pelas caixas de cultivo (“input”, figura 9).



Figuras 8 e 9. Coleta de água no sistema. Fonte: arquivo pessoal.

Além disso, as análises de parâmetros físico-químicos feitas diretamente no tanque se distribuem espacialmente de acordo com a figura 10, sendo uma das extremidades mais próxima da bomba e a outra mais próxima do local por onde a água retorna ao tanque, mesmo ponto onde são feitas as coletas para determinações analíticas (“input”).



Figura 10: Pontos de determinação dos parâmetros físico-químicos ao longo do tanque.

Fonte: Arquivo pessoal.

2.3 Determinações analíticas

Foram feitas as caracterizações da água utilizada ao longo do processo, gerando um banco de dados para avaliação ao final do processo. A Tabela 1 resume as metodologias empregadas nessas caracterizações.

Matriz	Parâmetro	Metodologia
Água do tanque	Nitrogênio amoniacal	Standard Methods 4500-NH ₃ (2012)
	Fósforo inorgânico	Standard Methods 4500-P (2012)
	Nitrato	Ácido cromotrópico
	Nitrito	Diazotação
	pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, potencial de oxirredução, sólidos dissolvidos totais	Multiparameter Waterproof Meter HI98194

Tabela 1. Resumo das metodologias utilizadas e a periodicidade de determinação

A maioria das determinações, testes e ensaios realizados em bancadas foram feitos em triplicata.

Durante o período do projeto, foram feitos dois tipos diferentes de análise, sendo um *in situ*, usando Multiparâmetro (HI98194) da Hanna Instruments, que, submerso no tanque, mede pH, ORP (potencial de oxidação-redução), CE (condutividade elétrica), TDS (total sólidos dissolvidos), OD (oxigênio dissolvido) e temperatura da água. Além disso, algumas amostras foram levadas ao LATAR (Laboratório de Tratamento Avançado e Reuso de Águas) para determinação de amônia, nitrito, nitrato e fósforo inorgânico, utilizando metodologia descrita previamente na tabela 1.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise qualitativa do crescimento dos vegetais

O crescimento dos vegetais foi classificado como satisfatório pelos operadores do sistema, uma vez que as condições às quais os tomates estavam submetidos foram favoráveis ao seu cultivo de forma saudável. Muitas vezes é considerada desvantagem o fato de não se poder usar agrotóxicos no sistema aquapônico. No entanto, se pensarmos em termos de sustentabilidade ambiental, essa é uma grande vantagem. Propositalmente o vegetal escolhido foi o tomate, que geralmente recebe grande carga de agrotóxicos.

Quando comparadas as caixas, em termos de vegetação, notou-se pouca variação, atribuída à variação da disponibilidade de luz natural. A figura 11 mostra os resultados obtidos em relação ao crescimento dos vegetais associados à criação de peixes.



Figura 11: Pés de tomates vegetados, produzidos em associação à criação de peixes. Fonte: Arquivo pessoal.

3.2 Dados das análises de água

3.2.1 Sonda

Os dados coletados nos 3 pontos do tanque de peixe, como descritos na metodologia, foram transpostos em gráficos. Foram feitas 8 coletas, as quais estão apresentadas em gráficos, para melhor avaliação temporal. Dentre os 6 parâmetros analisados, foi possível traçar diferentes análises quanto à composição de dados.

O gráfico da figura 12 ratifica a queda considerável da temperatura durante os meses do plantio, devido à mudança de estações do ano, e que os 3 pontos amostrados no tanque não apresentam diferenças entre eles, ou seja, a temperatura é constante ao longo de toda extensão do tanque. As mudanças de temperatura no tanque são um fator importante para o desenvolvimento e a reprodução dos peixes (BEZERRA E SILVA, 1998), uma vez que implicam em mudanças nas quantidades de oxigênio dissolvido, assim como no metabolismo dos peixes em geral.

Variação temporal de temperatura para 3 pontos diferentes no tanque de peixes

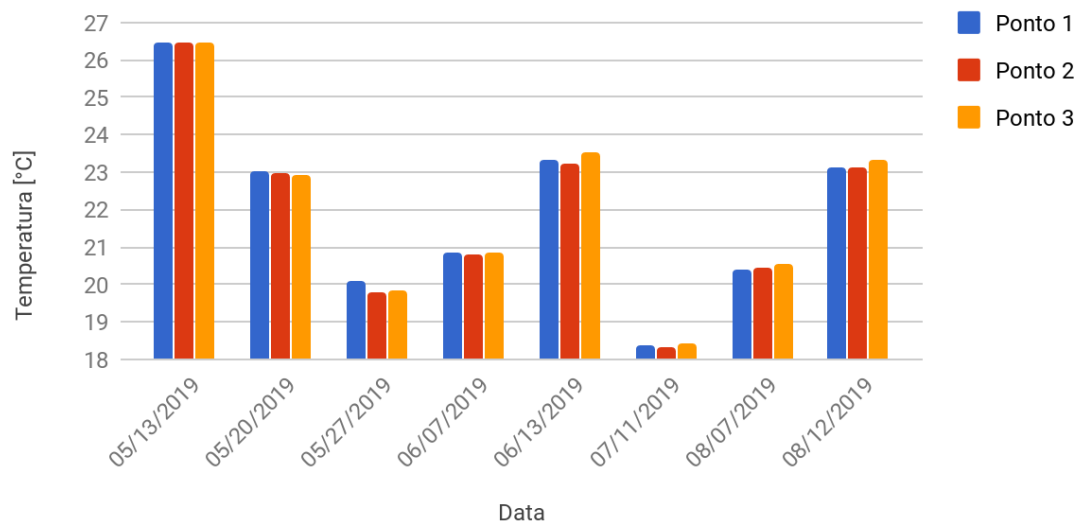
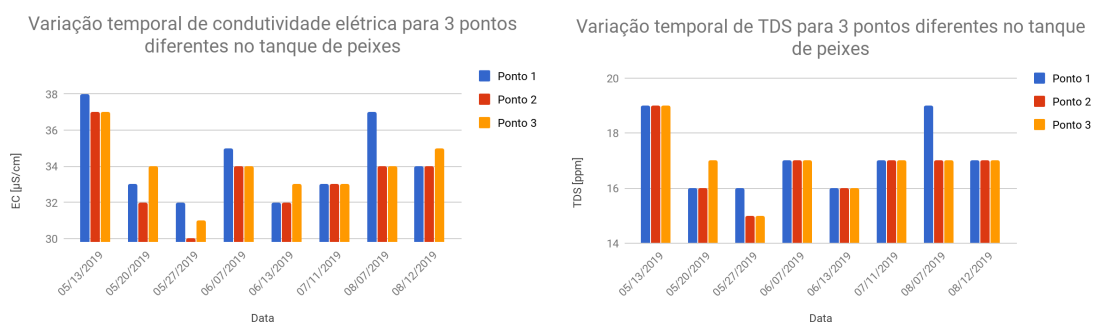


Figura 12. Variação temporal da Temperatura para 3 pontos distintos do tanque de peixe. Elaboração: Autores.

Os gráficos das figuras 13 e 14, que indicam respectivamente condutividade elétrica e total de sólidos dissolvidos, apresentam a mesma tendência. Pequenas variações indicam que o tanque não é completamente homogêneo com relação à presença de sedimentos. Além disso, em uma análise temporal, apesar de algumas variações, a tendência que os gráficos mostram é de uma diminuição desses valores, e uma vez que o TSD indicam uma quantidade de sedimentos na água e, conseqüentemente, refletem nos valores de CE, podendo ser inferido que o sistema de aquaponia está diminuindo os sedimentos do tanque.



Figuras 13 e 14. Variação temporal da CE e TDS para 3 pontos distintos do tanque de peixe. Elaboração: Autores.

Os dados referentes a pH estão descritos no gráfico da figura 15. Em uma leitura dos 3 pontos analisados, fica claro uma diferença do ponto 1 para os demais pontos. Apesar de em uma das análises o valor ter sido maior, ou seja, mais básico, nas outras ele se mostra levemente menor, ou seja, mais ácido. Isso pode ser explicado pelo ponto 1 ser o local mais afastado da entrada de água do input, ou seja, a volta da água para o tanque, resultando assim, em um local com menor diluição da água, e conseqüentemente maior quantidade de

sedimentos. Em uma análise temporal dos valores, percebem-se variações, tanto positivas quanto negativas, que podem ser ocasionadas por fatores externos (uma vez que o tanque é descoberto), porém retornando a valores próximos do início das coletas ao final, resultando assim, em dados inconclusivos. É interessante observar que os valores do potencial de óxido-redução (ORP), representados no gráfico da figura 16, acompanham de forma inversa os de pH no começo, tendo uma leve alteração nos valores seguintes, porém os valores tendem a ser diferentes entre os pontos, e mais acentuados em relação ao ponto 1. De forma geral, houve uma variação maior na coleta do dia 7 de junho de 2019, quando se registraram valores maiores na maioria dos casos. Esse fato pode ser derivado de um fator externo, como uma alteração no clima, diferente manejo do solo em culturas próximas etc.

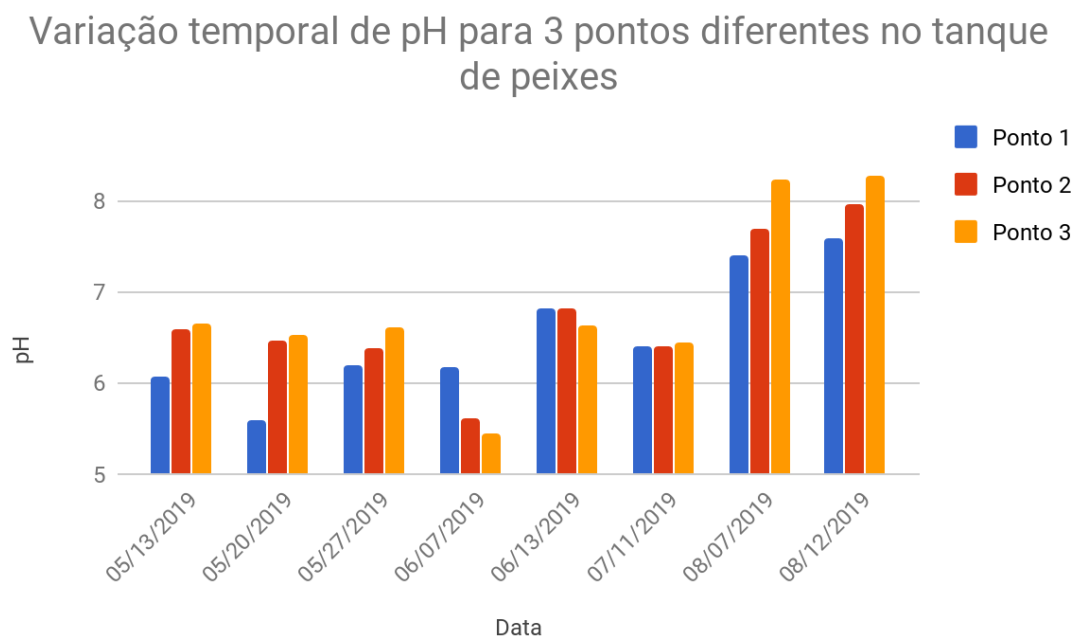


Figura 15. Variação temporal do pH para 3 pontos distintos do tanque de peixe. Elaboração: Autores.

Variação temporal de ORP para 3 pontos diferentes no tanque de peixes

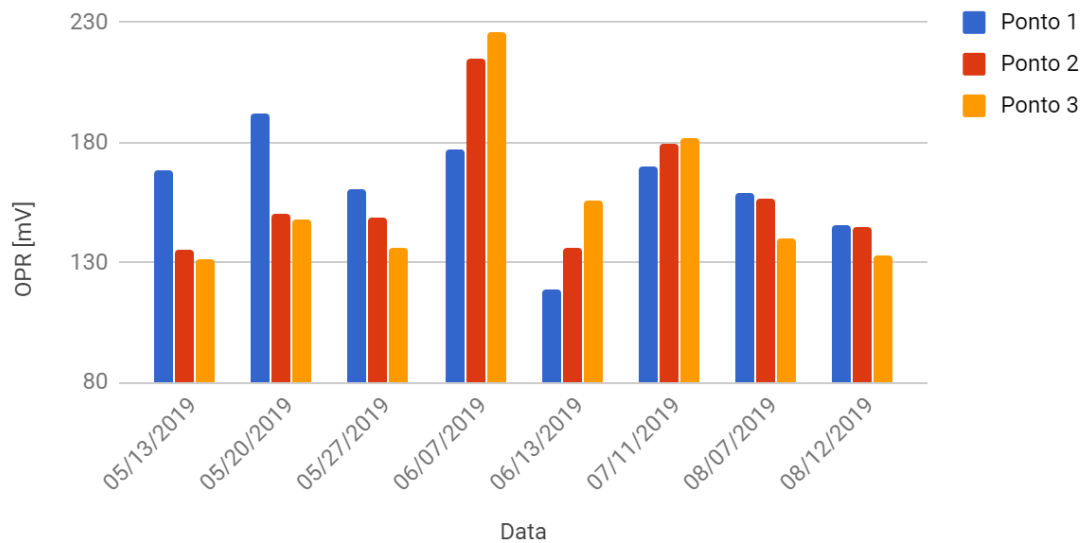


Figura 16. Variação temporal do ORP para 3 pontos distintos do tanque de peixe. Elaboração: Autores.

Com relação à concentração de OD, alcançou-se cerca de 6 mg L⁻¹. A concentração de OD aumentou, em parte, graças à diminuição da temperatura da água, mas é um ponto positivo apontando para um manejo positivo do sistema.

Variação temporal de OD para 3 pontos diferentes no tanque de peixes

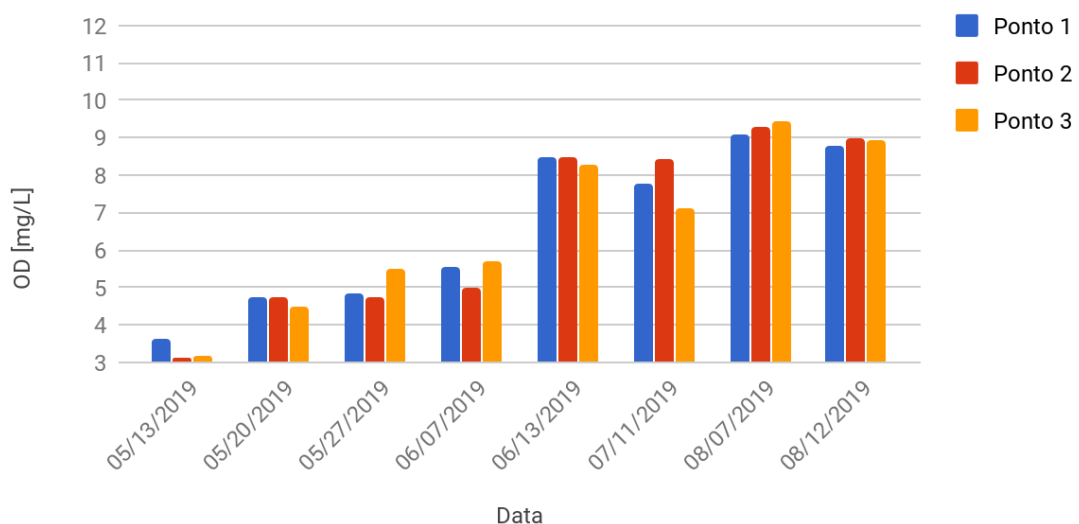


Figura 17. Variação temporal do O.D. para 3 pontos distintos do tanque de peixe. Elaboração: Autores.

3.2.2 Amônia, Nitrito, Nitrato e Fósforo inorgânico

Com a finalidade de se verificar a eficiência do sistema de aquaponia no que diz respeito à remoção de nutrientes da água pelas raízes dos vegetais e processos biológicos nas caixas de cultivo, foram coletadas amostras imediatamente antes e depois da passagem

da água pelas caixas. Dessa forma, puderam ser traçados gráficos que mostram a variação de concentração dos nutrientes ao longo do tempo e espaço - output (antes de passar pelas caixas) e input (depois de passar pelas caixas - retorno ao tanque).

Os dados referentes à concentração de amônia estão expressos na figura 18 e mostram a diminuição da sua concentração ao longo da passagem pelas caixas, o que pode ser explicado pela diminuição da nitrificação nas caixas, causada pelo aumento da concentração de nitrato (figura 19). Quando a concentração de nitrato volta a diminuir - ou seja, quando as raízes passam a absorver em grande quantidade o nitrato presente no meio, provavelmente em época de crescimento e floração dos vegetais - a diferença entre output e input de amônia volta a aumentar, pois a nitrificação acontece com mais intensidade.

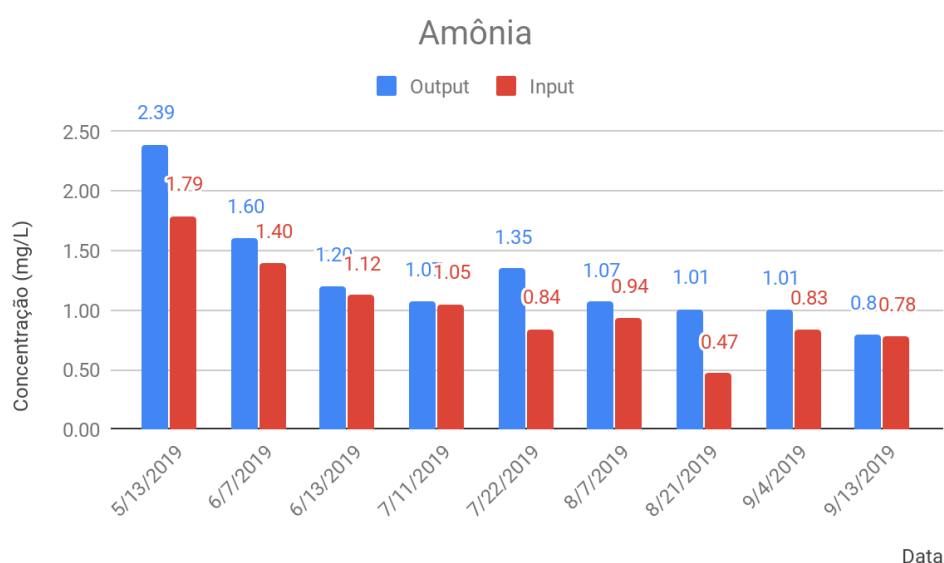


Figura 18. Variação temporal e espacial de amônia no sistema de aquaponia. Elaboração: Autores.

A figura 19 apresenta a variação espacial e temporal da concentração de nitrato. A partir dos resultados é possível concluir que existe o processo de nitrificação nas caixas, uma vez que na saída (input) as concentrações estão, quase o tempo todo, maiores que na entrada (output). Além disso, a figura 20 mostra que, em relação ao nitrito, as concentrações na entrada e na saída são praticamente iguais, considerando o desvio padrão. Isso implica que todo o nitrogênio amoniacal foi consumido e transformado em nitrato, que posteriormente foi absorvido pelas raízes das plantas ou ficou disponível na água.

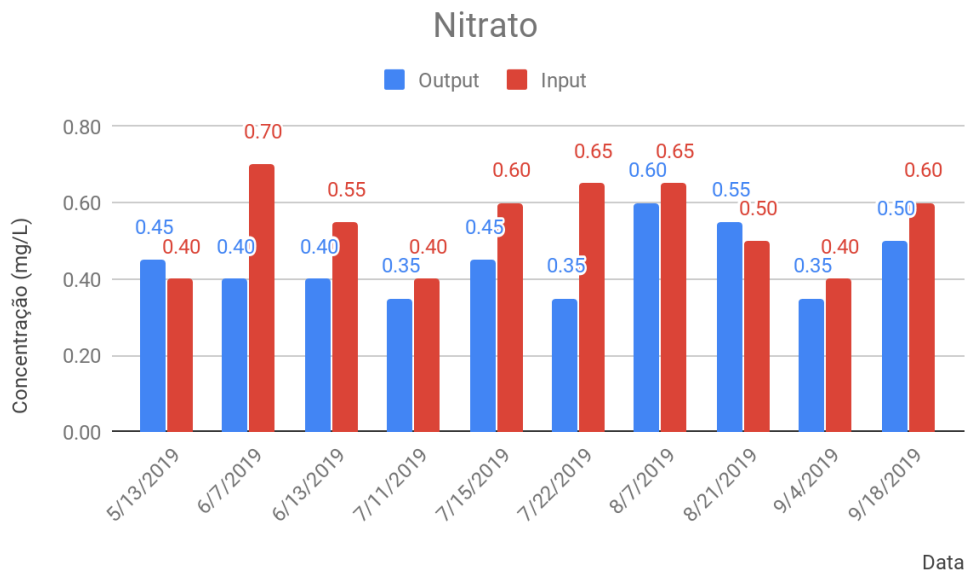


Figura 19. Variação temporal e espacial de nitrato no sistema de aquaponia. Elaboração: Autores.

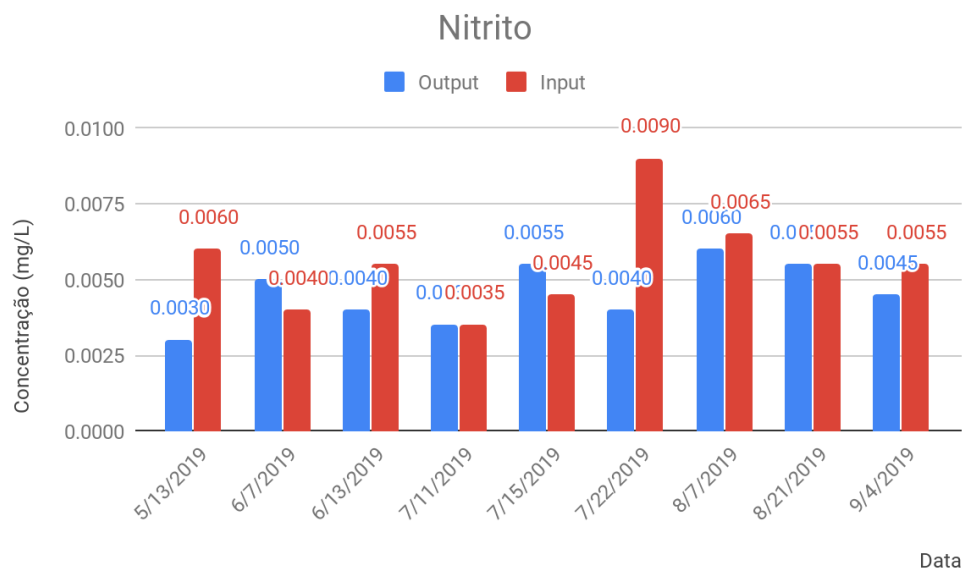


Figura 20. Variação temporal e espacial de nitrito no sistema de aquaponia. Elaboração: Autores.

Em relação ao fósforo inorgânico, pode-se ver que os valores de entrada e saída do sistema de caixas - output e input do tanque de peixes - são praticamente iguais. Dessa forma, pode-se concluir que os vegetais têm preferência pela absorção de fósforo em outra forma, seja ele agregado à matéria orgânica ou disponível na forma de fosfato solubilizado na água. Além disso, o gráfico da figura 21 mostra que houve acúmulo de fósforo inorgânico ao longo do tempo, pois este nutriente foi adicionado ao sistema na ração dos peixes e não foi absorvido pelas raízes das plantas.

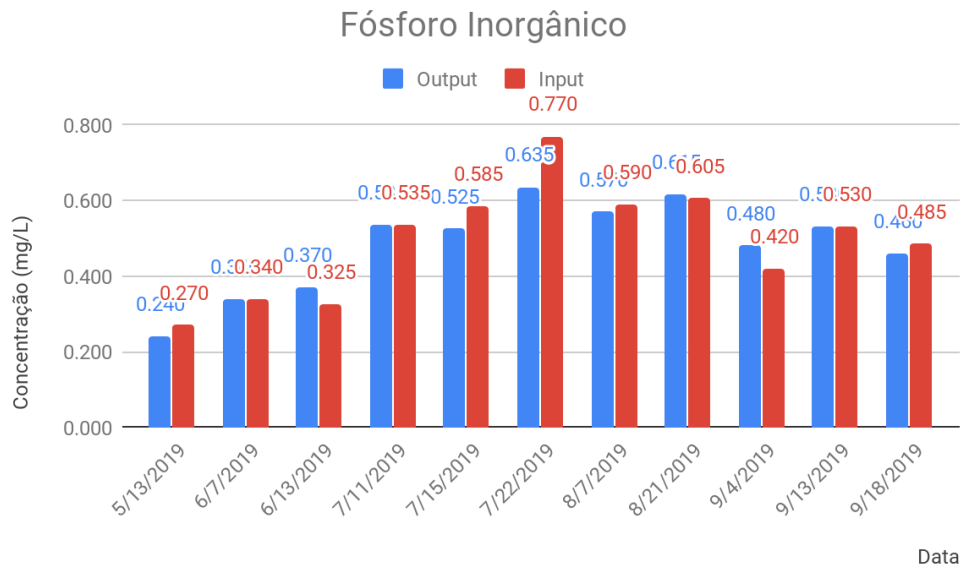


Figura 21. Variação temporal e espacial de fósforo inorgânico no sistema de aquaponia. Elaboração: Autores.

4 | CONCLUSÃO

Pode-se dizer que a produção de vegetais integrada à criação de peixes é viável a partir de um sistema de aquaponia, considerando todas as suas especificações e necessidades operacionais, tais como a manutenção de um ambiente favorável ao desenvolvimento de microrganismos nitrificantes e, ao mesmo tempo, ao crescimento saudável dos peixes no tanque. Além disso, pôde-se observar um bom crescimento dos tomates, sem adição de agrotóxicos, e dos peixes, sem prejuízos causados uns aos outros.

Quando comparados qualitativamente a outros vegetais produzidos de forma convencional, não se observaram diferenças em relação à produtividade dos tomates aquapônicos, tampouco quanto à qualidade dos frutos. Vale ressaltar que toda a produção foi comercializada pelos produtores no mercado local.

Em relação à eficiência do sistema, pode-se dizer que houve boa taxa de remoção de nutrientes, principalmente da amônia, considerando que a nitrificação aconteceu.

A partir dos dados coletados e analisados, pode-se pontuar inúmeras vantagens da aquaponia, como a diminuição de sedimentos e o aumento do oxigênio dissolvido no tanque, ambos benéficos para a população de peixes e ótima nitrificação. Os estudos devem prosseguir para avaliar como proceder frente ao acúmulo de fósforo inorgânico, para melhorar outros parâmetros, diversidade de vegetais etc.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado graças aos apoios financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001; da Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) processo número 2018/26654-0 e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq),

aos quais muito agradecemos.

REFERÊNCIAS

BEZERRA E SILVA, J. **Manual sobre manejo de reservatórios para a produção de peixes. Parte 8: Outros sistemas de cultivo em piscicultura.** Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/field/003/AB486P/AB486P08.htm>>. Acesso em 04/05/2017, 11h56.

CARNEIRO, P; MORAIS, C; NUNES, M; NIZIO MARIA, A; FUJIMOTO, R. **Produção Integrada de Peixes e Vegetais em Aquaponia.** Documento 189. Embrapa Tabuleiros Costeiros. Aracaju, Brasil, 2015.

CARNEIRO et al. **Aquaponia: produção sustentável de peixes e vegetais.** In: TAVARES - DIAS, M. & MARIANO, W.S. (Org.). Aquicultura no Brasil: novas perspectivas. São Carlos: Pedro & João, 2015.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; ELER, M. N. **Avaliação dos Impactos de Pesque-pague: Uma Análise da Atividade na Bacia Hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.** São Carlos: Rima, 2006.

FOX, B. K. 2010. **Construction of Automatic Bell Siphons for Backyard Aquaponic Systems.** In: College of Tropical Agriculture and Human Resources. University of Hawaii. Mānoa. 2010. p. 2-3.

[IBGE] Instituto Brasileiro Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária Municipal: Volume 42 - 2014.** Rio de Janeiro: IBGE, 2015. Disponível em:

http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2014_v42_br.pdf>. Acesso em: 18 maio 2017.

VALENTI, W. C. 2002. **Aquicultura sustentável.** In: Congresso de Zootecnia, 12o, Vila Real, Portugal, 2002, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. Anais...p.111-118.

CONCENTRAÇÃO DE METAIS PESADOS NOS SEDIMENTOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PONTE GRANDE NO MUNICÍPIO DE LAGES/SC

Data de aceite: 17/06/2020

Lais Lavnitck

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Pamela Bicalli Vilela

Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG,
Belo Horizonte-MG

Camila Angélica Baum

Universidade Federal do Rio Grande do Sul-
URFGS, Porto Alegre-RS

Eduardo Costa Duminelli

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Fabiane Toniazzo

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Alexandre Tadeu Paulino

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Chapecó-SC

RESUMO Os sedimentos de fundo constituem um compartimento importante na avaliação da qualidade dos ecossistemas aquáticos e a intensidade dos impactos que estão submetidos. Objetivou-se com

este trabalho quantificar os metais cádmio (Cd), cromo (Cr), cobalto (Co), cobre (Cu), chumbo (Pb), zinco (Zn), níquel (Ni) e prata (Ag) presentes nos sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, localizado na área urbana e rural do município de Lages/SC. Para representação de toda a área, foram definidos 24 pontos de coletas, correspondente a nove nascentes, treze entroncamentos e dois pontos intermediários. Coletou-se amostras na secção transversal do curso d'água, margem direita e esquerda, em uma profundidade de 0-10 cm, as quais foram homogeneizadas e retiradas uma alíquota de amostra composta para cada ponto amostral. A determinação dos metais foi realizada por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (AR-FC EAA), seguindo a metodologia 3050B (USEPA). Os sedimentos superficiais apresentaram concentrações de Zn, Pb, Cr e Ni para todos os pontos com médias de 137,60; 28,01; 86,14 e 7,69 mg/kg, respectivamente. No que tange a legislação, apresentaram concentrações acima do limiar nível 2 para o Cr e acima do limiar nível 1 para o Pb e Zn, valores estes, estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 454/2012. Os maiores valores de Zn foram localizados na área urbana. Os metais Pb, Cr e Ni tiveram as maiores concentrações

em pontos localizados na área rural, principalmente em nascentes, podendo-se inferir um enriquecimento geoquímico. Entretanto, as atividades antrópicas realizadas ao entorno podem estar contribuindo para o aumento das concentrações das espécies metálicas, sendo necessário seu monitoramento.

PALAVRAS-CHAVE: Uso e ocupação do solo. Contaminação. Sedimentos fluviais. Metais-traços.

CONCENTRATION OF HEAVY METALS IN THE SEDIMENTS OF THE HYDROGRAPHIC BASIN OF THE RIO PONTE GRANDE NEM MUNICÍPIO DE LAGES / SC

ABSTRACT The bottom sediments are an important compartment in the evaluation of the quality of the aquatic ecosystems and the intensity of the impacts that they undergo. Due to these fact, the present study aimed to quantify the metals cadmium (Cd), chromium (Cr), cobalt (Co), copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn), nickel (Ni) and silver (Ag) present in the sediments of the Ponte Grande River basin, located in the urban and rural area of the municipality of Lages/SC. To represent the whole area, 24 collection points were defined, corresponding to nine springs, thirteen junctions and two intermediate points. Samples were taken in the cross-section of the watercourse, right and left margin, at a depth of 0-10 cm with the use of a spatula, being samples homogenized and a composite sample aliquot was taken for each sampling point. The determination of the metals was carried out by Spectrometry of High Resolution Atomic Absorption with Continuous Source (HR-CS EAA), following the methodology 3050B (USEPA). The surface sediments presented concentrations of Zn, Pb, Cr and Ni for all the points with averages of 137,60; 28.01; 86.14 and 7.69 mg/kg, respectively. Regarding the legislation, they presented concentrations above the threshold level 2 for Cr and above the threshold level 1 for Pb and Zn, values established by CONAMA Resolution nº 454/2012. The metals Pb, Cr and Ni had the highest concentrations in points located in the rural area, mainly in springs, being able to infer a geochemical enrichment. However, the anthropic activities carried out in the surroundings may be contributing to the increase in the concentrations of the metallic species, and their monitoring is necessary.

KEYWORDS: Land use and occupation. Contamination. Fluvial sediments. Metals-traces.

1 | INTRODUÇÃO

O ecossistema aquático e terrestre vem sofrendo alterações devido o crescimento demográfico desordenado e expansão da agricultura e da indústria (BATISTA, 2015). As interações antrópicas em ambientes urbanos e rurais têm intensificado os níveis e a diversidade de poluentes orgânicos e inorgânicos nos corpos d'água (COSTA & ROSOLEN, 2012; REIS et al., 2014).

As bacias hidrográficas urbanizadas têm sido consideradas produtoras de sedimentos, tendo como principais fontes a construção civil, material proveniente de superfícies das vias, veículos automotores, atividades industriais, resíduos sólidos e efluentes domésticos; que associado às condições de impermeabilização do solo e clima que age sobre a bacia, são

transportados para a calha fluvial através da drenagem urbana e deposição atmosférica/seca (SAMPAIO, 2003; POLETO & MARTINEZ, 2011; SANTOS, 2015). De acordo com Campos (2011) a área rural também produz sedimentos e é responsável pela entrada de metais e nutrientes devido à drenagem pluviométrica de solos agrícolas associadas à erosão e lixiviação de defensivos químicos.

Os sedimentos são definidos como um compartimento do sistema aquático, localizado no fundo de corpos d'água, lagos e oceanos, derivado principalmente de fragmentos de rochas e solos desagregados pelo processo de intemperismo e erosão (CARVALHO, 1994; SAMPAIO, 2003). Entretanto, os sedimentos podem ter diferentes composições, natureza mineralógica e tamanho, os quais são determinados, por fatores como clima, geologia, relevo, uso do solo e ações antrópicas (POLETO, 2007).

Segundo Banerjee (2003), Pb e Cd são dois elementos comumente estudados em sedimentos urbanos, mas muita atenção deve ser dada também a outras espécies metálicas como Cr, Cu, Zn e Ni. Para Gromaire et al. (2001), os metais mais impactantes e comuns em áreas urbanas são Cd, Cu, Pb e Zn. Nas áreas rurais os metais também aparecem em altas concentrações dependendo do uso do solo. Lopes (2016) encontrou altas concentrações de Pb, Cu e Zn nos sedimentos de fundo de uma bacia hidrográfica, localizada em área agrícola.

Diversas pesquisas têm sido realizadas para quantificar as espécies metálicas em sedimentos fluviais, sendo que em bacias hidrográficas antropizadas a concentração de metais pesados geralmente encontram-se acima dos níveis permitidos pela legislação, expressando danos significativos ao ecossistema (CRUZ, 2012; BATISTA, 2015; ISLAM et al., 2015; ARAÚJO et al., 2017). No Brasil os valores orientadores para avaliação da qualidade dos sedimentos é a Resolução CONAMA nº 454/2012 que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

Concentrações elevadas de poluentes nos sedimentos são comuns em áreas industrializadas, entretanto, devido a falta de saneamento básico as áreas urbanas estritamente residências podem aumentar a concentração de metais a níveis elevados, causando impactos no ecossistema aquático (POLETO, 2007). A bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande possui uma abrangência geográfica de extrema importância para o município, a qual envolve uma região composta por residências, indústrias, comércio, aeroporto, cemitério, shopping e universidade, estando inserida em 21 bairros urbanos e na área rural do município. A forma de ocupação do solo predominante é a área urbana, seguido por campos utilizados para criação de gado, reflorestamento de *Pinus sp.* e *Eucalyptus sp.* e produção de grãos.

Porém, devido ao fato da bacia hidrográfica sustentar diversas atividades antrópicas, associada à ausência de infraestrutura e planejamento do uso e ocupação do solo está exposta a um aumento de sedimentos e poluentes inorgânicos como os metais pesados, estando todos os organismos ali presentes susceptíveis a danos. Neste sentido, objetivou-se avaliar a concentração os metais pesados presentes nos sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande no município de Lages-SC.

2 | CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande com 2.722,35 ha, inserida na área urbana e rural do município de Lages, região serrana do Estado de Santa Catarina, entre as coordenadas 27°50'28,94" e 27°45'21,53" S; 50°19'23,59" e 50°15'03,23" O (Figura 1).

Composta por 23 nascentes e 26 confluências, cujo curso principal do rio tem uma extensão de 14,3 km (OLIVEIRA, 2015). Apresenta relevo variando entre plano a suavemente ondulado e altitude média de 938 metros, possuindo alguns picos de maior elevação como o Morro do Prudente (1.067 m). As formações vegetais predominantes da região são os campos e a Floresta Tropical que se caracterizam por serem mais resistentes ao frio, mais ralas e coloração mais clara, destacando-se o Pinheiro (*Araucaria angustifolia*) que se sobressai pelo seu grande porte, Canela-Lageana (*Ocotea pulchella*) e Bracatinga (*Mimosa scabrella*) (POTTER et al., 2004).

Com forma alongada, a bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, abrange ao longo de sua extensão: áreas agrícolas com atividades agropecuárias e silviculturais, residências, comércio, shopping, aeroporto, cemitério, universidade, entre outros empreendimentos, estando inserida em 21 bairros do município: da Várzea, Popular, São Miguel, Ferrovia, Caravágio, Coral, Penha, Santa Maria, Ponte Grande, Jardim Panorâmico, Gethal, São Sebastião, Vila Mariza, da Bates, da Chapada, Dom Daniel, Conta Dinheiro, Guarujá, Pisani, Jardim Celina e do Tributó.

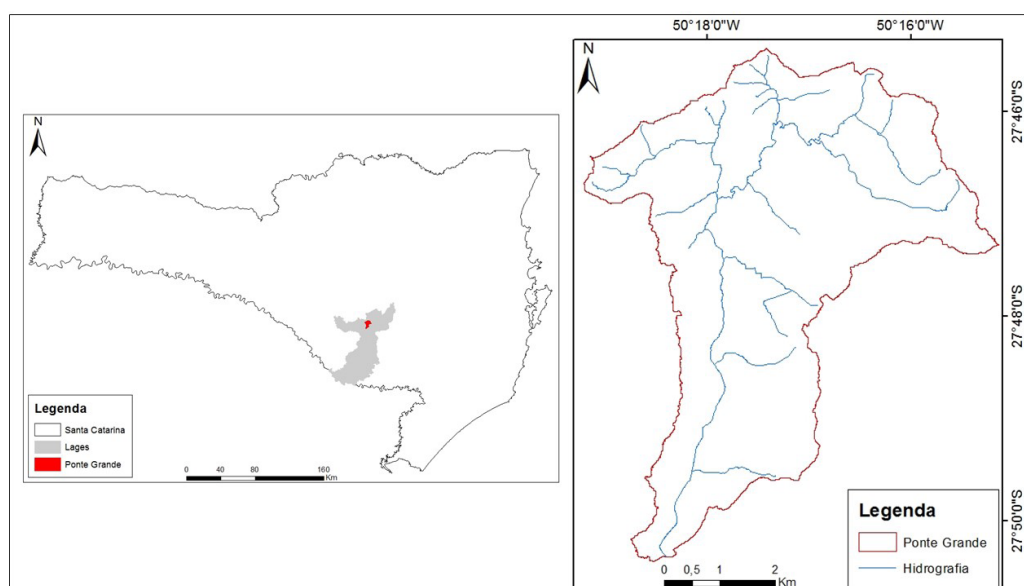


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, no município de Lages-SC.

Devido à urbanização ao longo dos canais de drenagem, existem pequenas e grandes ligações de condutos de concreto e PVC, sarjetas e galerias dos bairros da cidade que contribuem constantemente para a vazão dos canais, além de sua drenagem natural, tendo-se trechos que sofrem com inundação, principalmente na porção Sul da bacia, próximos ao exutório (Figura 2).

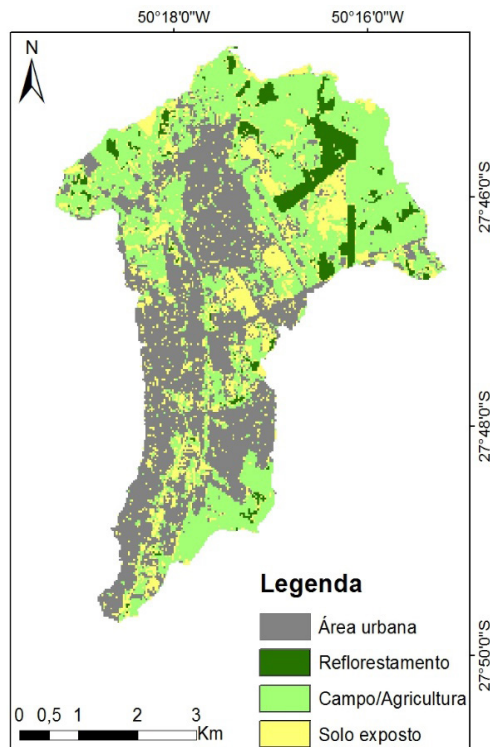


Figura 2 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, localizada no município de Lages/SC.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

A escolha dos pontos de amostragem foi realizada de acordo com os objetivos do trabalho, uso e ocupação do solo e as atividades que poderiam influenciar no aporte de sedimentos e contaminantes no ecossistema aquático da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande. Foram definidos pontos localizados na área rural e urbana em nove nascentes, treze entroncamentos e dois pontos intermediários localizados no exutório da bacia e Rio Caveiras, totalizando 24 pontos amostrais (Figura 3).

As demarcações dos pontos foram realizadas no software ArcGis® 10.1, em ambiente georreferenciado, cuja rede hidrográfica foi sobreposta objetivando identificar e demarcar os pontos. Na sequência, nos trabalhos de campo, foram confirmados os pontos com acessibilidade e representatividade de acordo com os usos do solo.

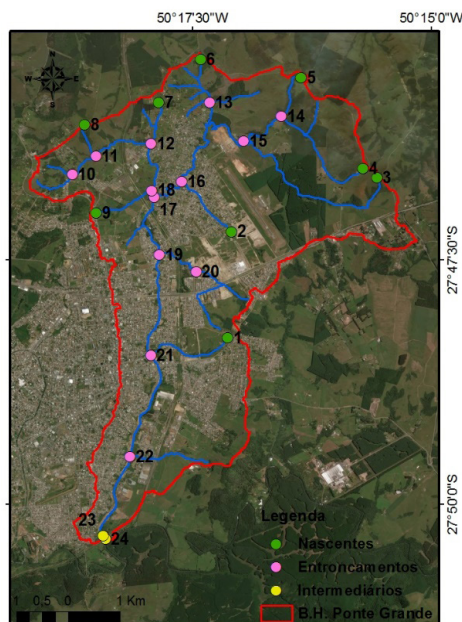


Figura 3 - Localização dos pontos de amostragem de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

Para facilitar a compreensão, os pontos amostrados foram nominados de acordo com a letra inicial de cada categoria (Nascente (N), Entroncamento (E) e Intermediário (I)), seguido do número correspondente ao ponto (1, 2, 3...).

Coletou-se duas amostras de sedimentos na secção transversal do curso d'água, correspondente a margem direita e esquerda, na profundidade de 0-10 cm, cujo procedimento foi realizado nos 24 pontos amostrais determinados, tendo-se 24 amostras compostas de sedimentos.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos esterilizados, devidamente identificados e encaminhadas ao Laboratório de Rotina para Análise de Água e Resíduos – LANAR, do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC, onde foram secas em estufa à uma temperatura de 65°C por no mínimo 24 horas, destorroadas e peneiradas, em peneira de aço inox de 0,212 mm/ μm (65 mesh) de malha, e novamente acondicionadas em sacos plásticos rotulados e acondicionados em ambiente fresco e arejado.

Foram determinados os teores totais de cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni), zinco (Zn), cobalto (Co) e Prata (Ag).

Os processos de digestão e determinação dos teores totais de metais nas amostras seguiram o método 3050 B descritos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA) no Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods (1996). Esse método consiste na digestão ácida utilizando-se ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), todos de padrão analítico, da marca Merck.

A determinação dos metais foi realizada pelo método da chama direta de ar/acetileno, por meio de Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (ARFC EAA), cujo equipamento utilizado foi o Espectrofotômetro de Absorção Atômica de

Fonte Contínua de Alta Resolução, marca Analytik Jena AG, modelo contrAA 700.

Para calibração do equipamento foram realizadas soluções padrões dos metais de interesse, conforme as curvas de calibração apropriadas, preparadas a partir de soluções estoque de referência. Os reagentes utilizados para preparo das soluções padrões, bem como o comprimento de onda, tamanho de feixe de luz e o limite mínimo de detecção (do aparelho) utilizados para a determinação dos metais estão descritas na Tabela 1.

Elementos	Reagentes	Marcas	Limites mínimo de detecção (nm)	Comprimentos de onda (nm)	Larguras das fendas (nm)
Cádmio	Cádmio 1000mg/L	Fluka®	0,0004	228,8018	0,5
Chumbo	Chumbo 1000 mg/L	SpecSol®	0,005	217,0005	1,0
Cobre	Cobre 1000 mg/L	SpecSol®	0,001	324,7540	0,5
Cromo	Cromo 1000 mg/L	SpecSol®	0,005	357,8687	0,2
Níquel	Níquel 1000 mg/L	SpecSol®	0,012	232,0030	0,2
Zinco	Zinco 1000 mg/L	SpecSol®	0,001	213,8570	1,0
Cobalto	Cobalto 1000 mg/L	SpecSol®	0,01	240,7254	0,5
Prata	Prata 1000 mg/L	SpecSol®	0,001	328,0683	0,2

Tabela 1 - Informações utilizadas para preparação das soluções padrões e determinação das espécies metálicas, por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua.

Os resultados foram comparados e enquadrados com os valores orientadores que estabelece a Resolução CONAMA nº 454/2012 que dispõe sobre as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. A Resolução determina que as características químicas dos sedimentos sejam comparadas com os valores orientadores que estão descritos na Tabela 2, podendo ser classificado em dois níveis. O nível 1 está relacionado a valores abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, já o nível 2 apresenta valores acima do qual é provável a ocorrência de efeitos adversos à biota (CONAMA, 2012).

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2010), também possui um Guia de Critérios para Avaliação da Qualidade dos Sedimentos, que permite considerar a pior situação dentro de uma série de contaminantes quando os valores encontrados são maiores que as concentrações permitidas para que não sejam causados efeitos adversos nos organismos, sendo possível classificar o sedimento quanto a sua qualidade em relação a cada elemento (CETESB, 2010). Na Tabela 3 encontra-se os valores que classificam sua qualidade em ótima, boa, regular, ruim e péssima dotada para os metais.

Parâmetros	Níveis de classificação	
	Nível 1	Nível 2
mg/Kg.....	
Cádmio	0,6	3,5
Cobre	35,7	197
Cromo	37,3	90
Zinco	123	315
Chumbo	35	91,3
Níquel	18	35,9

Tabela 2 - Níveis de classificação dos sedimentos para água doce de acordo com a Resolução CONAMA 454/2012.

Fonte: Adaptado de CONAMA (2012).

Parâmetros	Qualidade				
	Ótima	Boa	Regular	Ruim	Péssima
mg/Kg.....				
Cádmio	< 0,6	0,6 – 2,1	2,1 – 3,5	3,5 – 5,3	> 5,3
Chumbo	< 35,0	35,0 – 63,2	63,2 – 91,3	91,3 – 137,0	> 137,0
Cobre	< 35,7	35,7 – 116,4	116,4 – 197,0	197,0 – 295,5	> 295,5
Cromo	< 37,3	37,3 – 63,7	63,7 – 90,0	90,0 – 135,0	> 135,0
Prata	< 0,17	0,17 – 0,328	0,328 – 0,486	0,486 – 0,729	> 0,729
Níquel	< 18	18,0 – 27,0	27,0 – 36,0	36,0 – 54,0	> 54,0
Zinco	< 123,0	123,0 – 219,0	219,0 – 315,0	315,0 - 473,0	> 473,0

Tabela 3 - Classificação da qualidade dos sedimentos quanto a concentração de metais pesados, estabelecidos pela CETESB.

Fonte: Adaptado de CETESB (2010)

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 4 são apresentadas as concentrações totais dos metais Ni, Zn, Cr, Pb e Cu nos sedimentos.

O Cu apresentou concentração acima do limite de detecção apenas no ponto N1, correspondente a nascente localizada na área urbana que recebe contribuições de uma empresa de papel e celulose, cemitério Nossa Senhora da Penha e efluentes pluviais de áreas pavimentadas.

O Cu é um metal essencial à vida, ocorrendo naturalmente em praticamente todo ambiente, normalmente encontrado em ambientes aquáticos fixado aos sedimentos (JESUS, 2011). No solo os valores de Cu variam de 10 a 80 mg/Kg, estando presente nos resíduos sólidos, esgotos domésticos, refinarias, siderúrgicas e indústrias de papel e celulose

(CETESB, 2001; SALAROLI, 2013).

Pontos	Zn	Pb	Cu	Cr	Ni
mg/Kg.....				
N1	195,75	56,84	28,31	89,42	4,05
N2	146,65	16,26	<LD	50,29	3,08
N3	104,24	16,68	<LD	44,87	3,83
N4	90,57	12,64	<LD	51,95	6,76
N5	146,80	51,06	<LD	55,07	18,11
N6	139,70	21,11	<LD	114,40	4,68
N7	169,80	25,83	<LD	71,57	6,29
N8	57,86	61,16	<LD	277,40	10,39
N9	70,54	15,40	<LD	34,43	8,21
E10	138,10	52,59	<LD	102,80	9,09
E11	77,87	23,13	<LD	87,31	0,56
E12	98,45	14,79	<LD	66,76	6,65
E13	115,35	22,33	<LD	78,35	5,89
E14	85,08	70,88	<LD	62,54	11,87
E15	96,95	40,90	<LD	86,32	9,64
E16	97,31	37,75	<LD	85,98	6,63
E17	166,80	21,97	<LD	92,92	7,34
E18	188,05	13,85	<LD	106,33	10,82
E19	202,45	18,26	<LD	52,52	6,33
E20	161,45	11,74	<LD	75,04	5,83
E21	210,90	30,41	<LD	77,45	11,56
E22	200,80	12,93	<LD	68,37	7,35
I23	176,75	15,02	<LD	147,93	10,19
I24	164,27	8,68	<LD	87,33	9,39
Média	137,60	28,01	-	86,14	7,69
Desvio pa- drão	46,71	18,03	-	47,82	3,59
*CV (%)	33,95	64,37	-	55,51	46,68

*CV: Coeficiente de variação.

Tabela 4 - Concentrações totais (mg/kg) de zinco, chumbo, cobre, cromo e níquel nos sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

No ponto N1, a concentração de Cu pode ser originada das contribuições antrópicas associada às condições naturais, como o tipo de solo e geologia. A N1 está inserida na área de Cambissolo Háplico, tendo como material de origem rochas vulcânicas ácidas do Grupo São Bento, o que o caracteriza com pH ácido, altos teores de matéria orgânica, textura argilosa e CTC elevada, porém, grande parte saturada por Al^{3+} , indicando que os solos possuem predisposição para lixiviação de íons catiônicos (GIAROLA et al., 2002; BAUM, 2018). Devido às características de lixiviação de íons metálicos, associados à diversidade de composições texturais e atividades antrópicas realizadas ao entorno, pode estar ocorrendo uma concentração de Cu no ponto N1, visto que se localiza em uma cota topográfica de nível mais baixo.

Os elementos Zn, Pb, Cr e Ni apresentaram concentrações médias para todos os pontos de 137,60; 28,01; 86,14 e 7,69 mg/kg, respectivamente. O coeficiente de variação mostra-se alto para os quatro metais pesquisados, característicos de alta dispersão e dados heterogêneos, podendo-se atribuir a variabilidade geológica e a diferentes usos e ocupação do solo dentro da bacia hidrográfica.

O Zn é um microelemento essencial para o metabolismo dos organismos, mas em altas concentrações pode se tornar tóxico (SALAROLI, 2013). A sua maior toxicidade ocorre aos peixes e organismos aquáticos, a qual está relacionada com as reações de troca iônica existente no meio hídrico, sendo inversamente proporcional à dureza e OD, e diretamente proporcional à temperatura (SAMPAIO, 2003). Esse metal é amplamente distribuído na natureza, ocorrendo nos solos e plantas, tendo como fonte: efluentes industriais, resíduos sólidos, telhas, desgastes de pneus, óleos, tintas e materiais galvanizados, estando presente nos esgotos domésticos e águas pluviais (POLETO, 2007).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 454/12 concentrações de Zn abaixo do nível 1 (123 mg/kg), tem-se pouca probabilidade de efeitos adversos a biota. Na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, os sedimentos apresentaram concentração de Zn variando de 57,86 a 210,90 mg/Kg entre os pontos amostrados, sendo que os maiores valores foram encontrados nos entroncamentos e pontos intermediários, na porção final da bacia, estando acima do nível 1 para alguns pontos, entretanto, abaixo do nível 2, sendo considerado pela CETESB (2010) de qualidade boa (Figura 4).

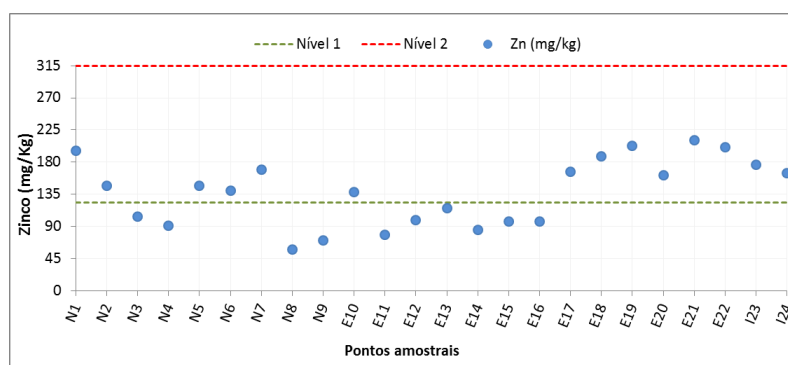


Figura 4 - Concentração de Zn nos sedimentos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

As nascentes N1, N2, N5, N6 e N7 apresentaram valores acima do nível 1, mas abaixo do nível 2, com maiores valores para os pontos N1 e N7, localizadas em áreas urbanas. Nos entroncamentos, teve-se comportamento semelhante com maiores concentrações em áreas urbanizadas dentre os pontos E17 a I24. Ezaki et al., (2011) avaliou a qualidade do sedimento do Córrego Ajudante (SP) e encontrou concentração média de 45,5 mg/Kg de Zn entre os pontos amostrados, tendo uma elevação dos níveis em direção a foz da microbacia, entretanto, encontra-se abaixo dos valores orientadores estabelecidos pelo CONAMA (2012). Omwene et al., (2018) também verificou que a aumenta na concentração de Zn da montante para a foz do rio, com distribuição desigual e altos coeficientes de variação, que se deve aos

diversos pontos de entrada de poluentes.

O Zn foi um dos metais mais abundantes na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, sendo encontrado em nascentes e entroncamentos principalmente em áreas urbanizadas devido ao lançamento de efluentes domésticos e águas pluviais. Poletto (2007) verificou concentração média de Zn 330,41 mg/Kg considerando os esgotos domésticos sem tratamento como uma fonte para o aumento de metais sorvidos nos sedimentos em bacias urbanas, provindos principalmente de ruas pavimentadas.

Em N6 era esperado menor concentração, visto que é o ponto com menor atividade antrópica próxima ao local, entretanto, na área de coleta foi possível observar exposição do material rochoso e solo pedregoso, com características de fácil intemperização e alto risco de erosão, o que associado ao baixo fluxo da água, pode-se favorecer a deposição de partículas menores e a concentração de metais.

Dos 24 pontos amostrados, 58,33% estão acima do limiar de nível 1 (123 mg/Kg) tendo-se maior probabilidade de toxicidade aos organismos bentônicos. Ferreira et al. (2010) verificou em seu estudo, concentração média de Zn em sedimentos superficiais de 8,64 $\mu\text{g/g}$ estando abaixo do preconizado pela Resolução CONAMA N° 344/04. Porém, chama atenção que os órgãos da *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) apresentaram altas concentrações e maior acumulação de Zn.

O Pb apresentou amplitude de 62,20 mg/Kg, com maior coeficiente de variação entre os metais. A maior concentração foi verificada no ponto E14, seguido por N8, N1, E10, N5, E15 e E16, estando estes acima do limiar nível 1, com probabilidade de ocorrência danos no ambiente aquático de acordo com o CONAMA (2012) (Figura 5). Apenas o sedimento do ponto E14, foi classificado de qualidade regular, já o restante variou de ótima a boa pela classificação da CETESB (2010).

Poletto (2007) obteve concentração média de 44,83 mg/Kg acima do limiar nível 1, indicando acréscimo do metal através de atividades humanas e consequentemente danos ao ambiente aquático. Coimbra et al., (2015) avaliou a concentração de metais em diferentes estações e verificou concentrações acima do limiar nível 2 para o Pb na estação chuvosa, estando associado principalmente ao pH e salinidade. O autor ainda menciona que os valores encontrados, evidenciam uma grande probabilidade de interferência antrópica e eventual, já que apenas três pontos apresentaram concentrações mais elevadas. Huamao et al., (2012) registraram em sedimentos superficiais concentrações de Pb entre 6,2 e 39.3 mg/kg, tendo ultrapassado o limiar nível 1 em apenas alguns pontos, corroborando com a maior parte dos resultados registrados neste estudo.

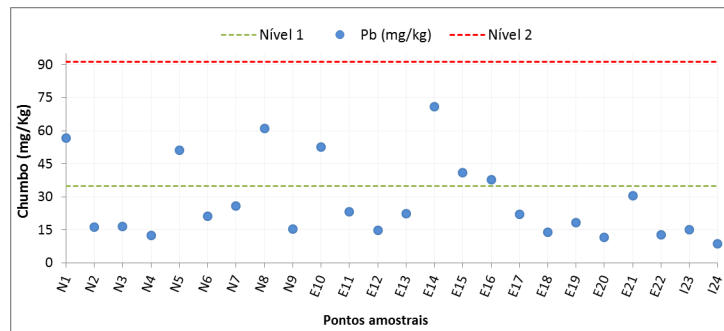


Figura 5 - Concentração de Pb nos sedimentos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

Verifica-se que os pontos que apresentaram maior concentração estão localizados na área rural, com exceção de N1. O Pb é utilizado em fungicidas, fertilizantes, baterias eletroquímicas, aditivos para gasolina, tintas, cerâmicas e ligas metálicas (MOREIRA, 2001). Bertol et al., (2002) verificou a erosividade das chuvas e sua distribuição em Lages, sendo que no mês de setembro apesar das baixas precipitações, espera-se maior risco de erosão, pelo fato de coincidir com o preparo e semeadura das culturas de primavera-verão, podendo-se assim, ter uma aumento na concentração de Pb e sedimentos nas áreas rurais.

Poleto (2007) menciona que o Pb é encontrado em abundância nas ruas e rodovias devido a queima de combustíveis e presença de óleos, o qual considera os sedimentos de ruas e poeiras como poluentes significantes. De acordo com Betemps et al., (2014) o escoamento superficial urbano e a deposição atmosférica são fontes indiretas significativas deste metal encontrado em ambientes aquáticos. Embora seja amplamente utilizado em diversos produtos, o Pb não tem funções nutricionais, bioquímicas ou fisiológicas conhecidas, apresentando-se tóxico para a maioria dos organismos vivos (GOYER, 1996).

O Ni obteve uma média de 7,69 mg/Kg variando de 0,56 a 18,11 mg/Kg. O maior valor foi encontrado no ponto N5, localizado em área de campo com criação de gado. Todos os pontos obtiveram concentração abaixo do limite (nível 1), demonstrando que não há probabilidade de efeitos adversos na biota (Figura 6).

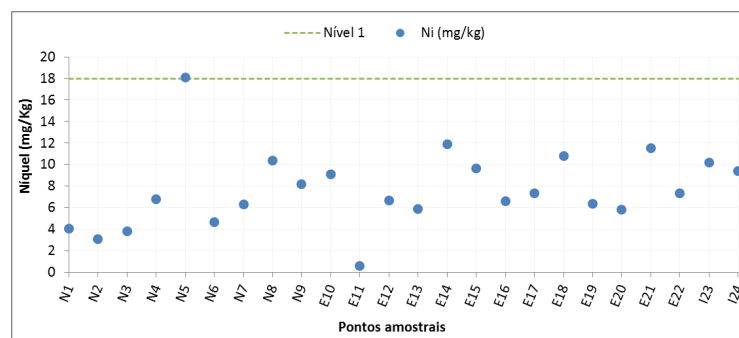


Figura 6 - Concentração de Ni nos sedimentos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

O Ni é um elemento que está presente na composição de vários minerais, tendo como fontes antrópicas a queima de combustíveis fósseis, aplicação em processos metalúrgicos

e baterias elétricas (FERREIRA, 2001; CRUZ, 2012), sendo encontrado em efluentes industriais e descargas pluviais de áreas urbanizadas.

Zuliani et al., (2017) encontrou altas concentração de Ni, variando de 21 a 310 mg/kg na bacia do Rio das Mortes (MG) em pontos localizados em área de mineração desativada. Entretanto, Poletto (2007) estudou uma bacia urbanizada com usos semelhantes a este trabalho e verificou concentrações média de 13,58 mg/Kg, estando abaixo do limiar nível 1. Araújo et al., (2017) encontrou valores entre 0 a 18,48 mg/Kg, onde apenas um ponto ultrapassou o nível 1 devido a retenção de rejeitos e deposição de sedimentos ao longo do tempo, aumentando sua concentração.

Pode-se inferir que os sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande apresentam resultados satisfatórios para o Ni, classificados como de qualidade ótima, destacando-se como não prejudicial ao ecossistema aquático, ficando abaixo do limiar nível 1 e resultados obtidos em outros estudos realizados (POLETO, 2007; MARQUES, 2016). As concentrações de Ni existentes nos pontos amostrados são provenientes das condições naturais do meio, com exceção do ponto N5 que apresentou concentração próximo a limiar nível 1, visto que na área foi possível observar a presença de resíduos sólidos no momento da coleta o que associado ao baixo fluxo d'água, pode estar ocorrendo a concentração desse metal, entretanto, apresenta baixa probabilidade de efeitos nocivos à biota.

O Cr apresentou concentração média de 86,14 mg/Kg, sendo o metal mais preocupante na bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, visto que 25% dos pontos estão acima do limiar nível 2 e todos os pontos, com exceção de N9 estão acima do limiar nível 1 (CONAMA 454/2012) (Figura 7). As concentrações apresentaram uma amplitude entre 34,44 a 277,40 mg/Kg, sendo que 4,2% dos pontos foram classificados como de qualidade ótima, 20,8% como boa, 50% como regular, 16,7% como ruim e 8,3% como péssima, de acordo com a CETESB (2010).

O Cr na sua forma trivalente pode ser considerado um nutriente traço essencial, porém como hexavalente (Cr 6⁺) é tóxico e carcinogênico mesmo em baixas concentrações (IARC, 1998). As principais atividades humanas, na qual o Cr e seus compostos são liberados para o meio ambiente são: fertilizantes, lixo urbano e industrial, incineração de lixo, construção civil, entre outros (BETEMPS et al., 2014). Para Poletto (2007) as ruas pavimentadas e escoamento pluvial em ambientes urbanos são a maior fonte de sedimentos contaminados com Cr e outros poluentes. De acordo com Marques (2016) o Cr é um elemento naturalmente presente na crosta terrestre, podendo em algumas rochas sua concentração ser muito elevada.

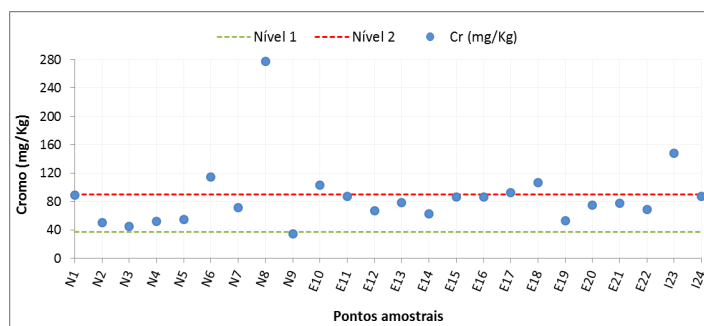


Figura 7 - Concentração de Cr nos sedimentos superficiais da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande, Lages/SC.

Os sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande apresentaram concentração de Cr elevada, com maiores valores nos pontos N8 e I23, cujas concentrações estão entre 1,6 a 3 vezes acima do limiar nível 2, respectivamente. Noronha et al., (2008) avaliou a concentração de Cr em sedimentos do estuário do Rio Timbó e encontrou valores médios de 66 mg/Kg e pontos com valores acima do limiar nível 2, indicando contaminação. Gonçalves et al., (2016) obteve maiores valores de Cr em pontos próximos a represamento do rio devido a retenção de sólidos (50 mg/kg), entretanto abaixo do limiar nível 2. Trindade et al., (2012) verificou que 40,6% dos pontos de sedimentos do Rio São Francisco estão acima do nível 1 com 37,3mg/kg, sendo as concentrações mais elevadas em áreas agrícolas e pastagens (61 mg/Kg).

Verifica-se neste estudo, que nos pontos menos antropizados como as nascentes (N6) a contaminação de Cr se deve a um enriquecimento geoquímico ocasionado por processos naturais. As nascentes devido ao baixo fluxo d'água da calha fluvial tem grande proporção de sedimentos grosseiros compostos por fragmentos de rochas e uma maior deposição de partículas (POLETO, 2007). As principais nascentes da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande estão localizadas em áreas de solos não muito profundos e facilmente intemperizáveis, o que associado a grande declividade, proporciona processos erosivos, tendo-se o afloramento da camada rochosa e a formação de sulcos.

Ferreira (2001) ao analisar metais pesados em sedimentos da bacia do Baixo Itajaí-Açu encontrou resultado semelhante a este estudo, onde os pontos menos antropizados correspondentes a nascentes obtiveram concentrações de Cr mais elevado que em áreas mais antropizadas. O referido autor menciona que na calha do rio devido ao maior fluxo d'água, os sedimentos superficiais são transportados a longas distâncias, assim como, processos de solubilização e incorporação do metal a matriz geológica fazem com que haja uma variação na concentração dos metais entre pontos amostrados em um mesmo curso.

Os metais Cr, Ni, Pb e Zn encontram-se distribuídos por toda área de estudo. Porém, verifica-se que os pontos localizados na região nordeste, noroeste e sul da bacia hidrográfica apresentaram as maiores concentrações. O Ni e o Cr, assim como, Ni e Pb apresentaram concentrações elevadas em pontos similares, localizados em nascentes, entroncamentos e foz da bacia, podendo-se inferir que a fonte de contribuição seja a mesma e ocorrência de associação de ambos devido a afinidade pela matéria orgânica e granulometria dos

sedimentos. O Zn apresentou distribuição semelhante à urbanização da área de estudo com aumento de sua concentração no sentido da foz, indicando o aporte de esgotos domésticos.

5 | CONCLUSÃO

O Cu apresentou concentração apenas no ponto N1, estando abaixo do nível 1 que prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota, sendo considerado de qualidade ótima de acordo com CETESB (2010) e CONAMA 454/2012.

Os elementos Zn, Pb, Cr e Ni apresentaram concentrações em todos os pontos com médias de 137,60; 28,01; 86,14 e 7,69 mg/kg, respectivamente. Foram evidenciados alto coeficiente de variação, característicos de alta dispersão e dados heterogêneos, que se deve principalmente a variabilidade geológica e diferentes usos e ocupação do solo dentro da bacia hidrográfica. Através dos valores de referência estabelecidos pelo CONAMA 454/2012, pode-se concluir que o Zn, Cr e Pb, por apresentarem concentrações acima do limite de nível I, representam riscos para o ecossistema aquático. O Cr apresentou-se como o metal mais preocupante, com qualidade variando de ótima a péssima, tendo 25% dos pontos acima do limiar nível 2, indicando contaminação e riscos de efeitos à biota.

Os metais Ni, Cr e Pb apresentaram maiores concentrações na área rural da bacia hidrográfica, entretanto, o Zn acompanhou a urbanização da bacia com maiores valores na área urbana. Pode-se inferir que as concentrações médias dos metais encontradas para sedimentos da bacia hidrográfica do Rio Ponte Grande refletiram a contribuição de origem natural, associada à geologia local, bem como, a contribuição antrópica pelo descarte de efluentes domésticos e agrícolas, deposição de resíduos sólidos e assoreamento de margens e nascentes. Estes impactos foram os casos mais frequentes constados próximos aos pontos de coleta, o que pode estar influenciando em um aumento nas concentrações dos metais pesados, sendo necessário o seu monitoramento.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, Amanda Dias et al. Avaliação geoquímica ambiental do garimpo Areinha: estudo da concentração e distribuição de metais pesados nos sedimentos e os danos à saúde humana. **Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 13, n. 26, p. 98, 2017.

BANERJEE, A. D. K. Heavy Metal Levels and Solid Phase Speciation in Street Dusts of Delhi, India. **Environmental Pollution**. v.123. pp.95-105, 2003.

BATISTA, M. A. R. S. **Avaliação da qualidade da água e sedimento de microbacias utilizadas para abastecimento público da região metropolitana de Goiânia**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

BAUM, C. A. **Impactos ambientais no solo e na água subterrânea ocasionados por cemitérios públicos urbanos de Lages – SC**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2018.

BERTOL, Ildgardis et al. Erosividade das chuvas e sua distribuição entre 1989 e 1998 no município de Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, 2002.

BETEMPS, Glauco Rasmussen; KERSTNER, Talita; SANCHES FILHO, Pedro José. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.

CAMPOS, K. B. G. **Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos de quatro córregos na região de Caarapó-MS**. 35 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados/MS, 2011.

CARVALHO, N. O. *Hidrossedimentologia Prática*, Rio de Janeiro/RJ: CPRM, 1994.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Sistema Estuarino de Santos e São Vicente**. Relatório Técnico, 178 p., 2001.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Índices de qualidade das águas, critérios de avaliação da qualidade dos sedimentos e indicador de controle de fontes – Apêndice B**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2010. 21p.

COIMBRA, Camila Dias et al. Determinação da concentração de metais traço em sedimentos do estuário do rio Maracaípe–PE/BRASIL. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 19, n. 2, p. 58-75, 2016.

CONAMA. Resolução n°. 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 07 mai. 2004.

CONAMA. Resolução n°. 454, de 1° de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 02 nov. 2012.

COSTA, Rildo Aparecido; ROSOLEN, Vania. Concentração de metais pesados em sedimentos de córregos urbanos como indicador da qualidade ambiental e riscos a saúde humana. **Hygeia: Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 8, n. 15, 2012.

CRUZ, M. A. S. Avaliação da geoquímica dos sedimentos superficiais das nascentes do Rio Subaé – BA.103 f. Dissertação (Mestrado em em Modelagem em Ciências da Terra e Ambiente) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2012.

EZAKI, Sibebe et al. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos na microbacia hidrográfica do Córrego do Ajudante, Salto (SP). **Geociências (São Paulo)**, v. 30, n. 3, p. 415-430, 2011.

FERREIRA, Raquel Jussara Sá. **Determinação de metais traço em sedimentos de rios: caso da Bacia do Baixo Itajaí-Açu**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC, 2001.

FERREIRA, A. P. et al. Avaliação das concentrações de metais pesados no sedimento, na água e nos órgãos de *Nycticorax nycticorax* (Garça-da-noite) na Baía de Sepetiba, RJ, Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 10, n. 2, p. 229-241, 2010.

GIAROLA, Neyde Fabíola Balareza; SILVA, Alvaro Pires; IMHOFF, Sheila. Relações entre propriedades físicas e características de solos da região Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 4, 2002.

GONÇALVES, Mariane Furtado; KISHI, Regina Tiemy; FERNANDES, Cristóvão Vicente Scapulatempo. Poluição por metais pesados na bacia do rio Barigui, estado do Paraná. **REGA**. v. 13, n. 2, p. 175-185, 2016.

GOYER, Robert. Lead toxicity: current concerns. **New York, Environmental Health Perspectives**, v.100: 177-187, 1996.

- GROMAIRE, M. C.; GARNAUD, S.; SAAD, M.; CHEBBO, G. Contribution of Different Sources to the Pollution of Wet Weather Flows in Combined Sewers. **Water Researches**. v.35. n.2. pp.521- 533, 2001.
- HUAMAO, Y. et al. Distribution and contamination of heavy metals in surface sediments of the south Yellow Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v.64(1): p.2151-2159. 2012
- IARC - International Agency for Research on Cancer. **IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans**. França, 1998.
- ISLAM, M. S. et al. Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. **Ecological Indicators**. V. 48, p. 282-291, 2015.
- JESUS, R.S. **Metais traço em sedimentos e no molusco bivalve *anomocardia brasiliiana* (GMELIN, 1791), municípios de Madre de Deus e de Saubara, Bahia**. 101 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio ambiente) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.
- LOPES, S.M.F. **Influência do uso da terra na qualidade da água em bacias hidrográficas com usos distintos, em Itajaí - GO e Canapolis - MG**. 229 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Curso de Geográfica, Universidade Federal de Goiás, Goiânia/GO, 2016.
- MARQUES, Lílian de Souza. **Avaliação espaçotemporal da qualidade da água e da concentração e distribuição de elementos químicos em sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara-MG**. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.
- MOREIRA, Amauri da Silva. **Avaliação da Influência da agricultura na presença de metais pesados nas águas do baixo rio Pardo-SP**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.
- NORONHA, Tibério Jorge Melo; DA SILVA, Héliida Karla Philippini; DUARTE, Marta Maria Menezes Bezerra. Avaliação das concentrações de metais pesados em sedimentos do estuário do rio Timbó, Pernambuco-Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 44, n. 2, 2008.
- OLIVEIRA, J. C. **Caracterização ambiental da bacia hidrográfica do rio Ponte Grande no município de Lages-SC**. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.
- OMWENE, P. I.; ÖNCEL, M. S.; ÇELEN, M.; KOBYA, M. Heavy metal pollution and spatial distribution in surface sediments of Mustafakemalpaşa stream located in the world's largest borate basin (Turkey). **Chemosphere**. v. 208, p. 782-792, 2018.
- POLETO, C. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. 159 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.
- POLETO, C.; MARTÍNEZ, L.L.G. Sedimentos Urbanos – Ambiente e Água. In: **HOLOS Environment**, v.11 n.1, P-2. 2011.
- POTTER, R. O. et al. Solos do Estado de Santa Catarina. **Embrapa Solos-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2004.
- REIS, A.; PARKER, A.; ALENCOÃO, A. Storage and origin of metals in active stream sediments from mountainous rivers: A case study in the River Douro basin (North Portugal). **Applied Geochemistry**, v. 44, p. 69-79, 2014.
- SALAROLI, Alexandre Barbosa. **Distribuição de elementos metálicos e As em sedimentos superficiais**

ao longo do Canal de Bertioga (SP). 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

SAMPAIO, A. C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da Bacia do Alto Paraguai.** 2003. 76 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SANTOS, Carolina Mundim de Souza Marques. **Caracterização e avaliação da distribuição de sedimentos e metais em superfícies urbanas no município de Goiânia.** 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil (EEC), Goiânia, 2015.

TRINDADE, Wallace Magalhães; HORN, Adolf Heinrich; RIBEIRO, Elizêne Veloso. **Concentrações de metais pesados em sedimentos do rio São Francisco entre Três Marias e Pirapora-MG: geoquímica e classificação de risco ambiental.** **Revista Geonomos**, v. 20, n. 1, 2012.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3050B:** acid digestion of sediments, sludges and soils. In: Test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods, Publ. SW-846, 3rd edition Washington DC: USEPA, 1996.

ZULIANI, Daniela Queiroz et al. **Elementos-traço em águas, sedimentos e solos da bacia do Rio das Mortes, Minas Gerais.** **HOLOS**, v. 4, p. 308-326, 2017.

CONFLITOS AMBIENTAIS E O TERMO DE AJUSTAMENTO DE CONDUTA

Data de aceite: 17/06/2020

Laura Maria Bertoti

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Vitor Rodolfo Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Alexandre Tadeu Paulino

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Chapecó-SC

RESUMO: Hodiernamente, os danos ambientais estão recebendo maior atenção no cenário jurídico, face imprescindibilidade de manutenção do meio ambiente para garantir a vida na Terra. Ademais, tais danos, em muitos casos, são irreparáveis ou de difícil reparação, sendo essencial a celeridade para resolução dos conflitos ambientais. Em virtude da necessidade por procedimentos céleres, o legislador brasileiro buscou instituir o Termo de Ajustamento de Conduta. Previsto no ordenamento jurídico brasileiro, em especial na Lei dos Crimes Ambientais e na Lei da Ação Civil Pública, destaca-se dos

demaís procedimentos adotados na seara ambiental, em razão de apresentar menor custo e desobstruir o judiciário. Objetivou-se com este trabalho explicar sobre a solução dos conflitos ambientais por meio do Termo de Ajustamento de Conduta, a origem deste instrumento jurídico como meio alternativo de resolução de conflitos, sua definição, bem como a importância da discussão sobre esse instrumento e suas principais características.

PALAVRAS-CHAVE: Termo de Ajustamento de Conduta. Dano. Mitigação. Meio Ambiente.

ENVIRONMENTAL CONFLICTS AND THE CONDUCT ADJUSTMENT TERM

ABSTRACT: At present, environmental damages are receiving more attention in the legal scene, since it is essential to maintain the environment to guarantee life on Earth. In addition, such damages, in many cases, are irreparable or difficult to repair, with the celerity being essential to the resolution of environmental conflicts. Due to the need for quick procedures, the Brazilian legislature sought to establish the Conduct Adjustment Term. Under the Brazilian legal system, in particular in the Law on Environmental Crimes and in the Law on Public Civil Action,

it stands out from the other procedures adopted in the environmental field, due to presenting lower costs and unblock the judiciary. This work aimed to explain the solution of environmental conflicts through the Conduct Adjustment Term, the origin of this legal instrument as an alternative mean of conflict resolution, its definition, as well as the importance of the discussion about this instrument and its main features.

KEYWORDS: Conduct Adjustment Term. Damage. Mitigation. Environment.

1 | INTRODUÇÃO

O cenário mundial apresenta inúmeros impactos ambientais negativos em razão das atividades realizadas pelo homem que provocam a modificação e poluição do meio ambiente devido ao uso descomedido dos recursos naturais e a contaminação dos mesmos pelos subprodutos gerados por suas atividades, tendo-se a degradação do meio. Assim, a recuperação de áreas degradadas se torna cada vez mais necessária para diminuir os efeitos negativos da destruição do ambiente (KAGEYAMA et al., 2003). Além da recuperação, é importante a adoção de medidas que previnam ou mitiguem os impactos ambientais a fim de conservar os recursos existentes para a manutenção da vida no planeta. Neste sentido, em observância ao princípio da prevenção, criou-se leis, como a Lei nº 6.938/81, que regulamentam e obrigam as atividades potencialmente poluidoras requerer aos órgãos responsáveis autorização, denominada de licenciamento ambiental, para sua instalação e funcionamento (BRASIL, 1981). Ainda, instituíram-se normativas punitivas (a Lei nº 7.347/85, a Lei nº 9.605/98 e o Decreto nº 6.514/08) aplicadas pelo Judiciário àqueles casos em que haja resultado negativo ao meio ambiente, impelindo o poluidor a ressarcir os prejuízos causados, a recuperar a área, e até punindo-o com pena de encarceramento (BRASIL, 1985; BRASIL, 1998; BRASIL, 2008). O legislador prevendo que a complexidade procedimental e, em muitos casos, do assunto em discussão nos processos judiciais, fariam com o judiciário tornasse o procedimento moroso e de alto custo para se alcançar a providência final (ANDRADE, 2011), cuidou da instituição de método alternativo de resolução de conflitos ambientais, denominado Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), a fim de assegurar o acesso à justiça de todos àqueles que recorrem ao Estado para concretização de seus direitos. O início do movimento dos métodos alternativos de resolução de conflitos tem como marco principal, nos Estados Unidos da América, o simpósio jurídico ocorrido em 1976, que abordava o tema *The Causes of Popular Dissatisfaction with the Administration of Justice* (As causas da insatisfação popular com a administração da justiça), no qual se verificou a necessidade de adoção de procedimentos flexíveis e informais naquelas controvérsias de baixa complexidade e valor econômico, mantendo a análise judicial àquelas espécies de demandas que realmente o fossem imperativo. (FACCHINI NETO, 2011). Assim, a fim de alcançar a efetividade da resolução das lides e garantir direitos de toda ordem, instituiu-se a técnica de resolução de conflitos extrajudiciais, denominada de *Alternative Dispute Resolution* (ADR). Atualmente os meios alternativos de resolução de conflitos vêm se destacando no cenário jurídico, em razão do crescente número de processos judiciais que sobrecarregam o

judiciário, o qual já se encontra em defasagem funcional para atender a todas as demandas em tempo hábil, além da onerosidade judiciária, que torna insustentável às lides de menor complexidade e de pequeno valor. Este instituto apresenta diversos instrumentos para solução de conflitos sem a necessidade de acionar o poder judiciário, entre eles destacam-se: negociação, conciliação, mediação e arbitragem (FERNANDES, 2008; CABRAL, 2011). No âmbito ambiental verifica-se que as decisões devem ser tomadas como medidas de urgência para evitar danos irreparáveis ou de difícil reparação. Além disso, por envolver direitos transindividuais, os quais devem ser amparados garantindo o acesso à justiça e a finalidade constitucional, o TAC apresenta-se como medida de maior viabilidade para a resolução das questões ambientais (RIBEIRO & ARAÚJO, 2013).

2 | PANORAMA DOS CONFLITOS AMBIENTAIS

Há muitos exemplos de empreendimentos potencialmente poluidores, mas que são essenciais para o desenvolvimento, por exemplo, as fontes de produção de energia, como as usinas hidrelétricas, as quais podem emitir gases de efeito estufa, variando a quantidade em função das características do reservatório e da sua localização (PIAGENTINI & FAVARETO, 2014). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) 92% da população mundial vivem em locais com a qualidade do ar imprópria. Além disso, em 2012, foi estimada que 11,6% das mortes em nível global estavam associadas à poluição do ar (OPAS, 2016). No Brasil, o Ministério Público Federal (2016) estima que 9.680 procedimentos extrajudiciais referentes ao meio ambiente, em Direito Público, estão em trâmite em todo país. Em destaque estão a revogação/concessão de licenças ambientais, as Unidades de Conservação da Natureza, e as áreas de preservação permanente. Além desses números, há cerca de 1.925 procedimentos extrajudiciais em execução envolvendo a responsabilidade civil dos agentes poluidores. Esses números tendem a aumentar face ocorrência de danos ambientais e maior atuação do Ministério Público e da sociedade civil organizada, conforme pode ser verificado com os dados fornecidos pelo Ministério Público do Estado de Santa Catarina, em que se computou 3.674 inquéritos civis ambientais instaurados no ano de 2013, esse número se ampliou para 3.773 em 2014, chegando a 3.957 em 2015. Ainda no ano de 2015, houve o ajuizamento de 327 ações civis públicas envolvendo o meio ambiente (MP-SC, 2016). A pesquisa realizada por Gomes (2009) aponta que cerca de 60% das ações civis públicas de Viamão, no Rio Grande do Sul, são ineficazes em razão da irreparabilidade ou difícil reparação do dano, da demora processual, de falhas do Ministério Público, de negligência no cumprimento das sentenças pelo ente municipal, e de dano causado pela gestão pública por ação ou omissão. Por todo o exposto, verifica-se a importância de providências imediatas de reparação do meio ambiente, assim como, da aplicação de medidas como o TAC ou outros procedimentos extrajudiciais, que auxiliem na celeridade procedimental, portanto, é imperioso o estudo destes métodos alternativos para seu aprimoramento e, conseqüentemente, contribuição na esfera ambiental.

3 | OS MÉTODOS ALTERNATIVOS DE RESOLUÇÃO DE CONFLITO (ADR)

As formas alternativas de solução de conflitos têm sua origem no sistema Common Law, tendo alcançado o ápice de seu desenvolvimento nos Estados Unidos, inclusive sendo objeto de estudo nas faculdades de Direito (FERNANDES, 2008). A Alternative Dispute Resolution (ADR) tem como objetivo conduzir as partes para a solução de conflitos amistosa sem que haja, necessariamente, a intervenção do Estado. Conforme supracitado, a ADR apresenta quatro instrumentos procedimentais denominados de equivalentes jurisdicionais: a negociação, mediação, conciliação, previstas no art. 165 e seguintes do Novo Código de Processo Civil (Lei nº 13.105/15) e a arbitragem (Lei nº 9.307/96). A negociação é o procedimento no qual as próprias partes envolvidas reúnem-se para resolução da controvérsia, controlando o processo desde a origem até sua solução. Já na mediação há intervenção de um terceiro, neutro e imparcial, denominado de mediador, que facilita a comunicação entre as partes a fim de resolver-se a demanda, entretanto, sem proferir decisões sobre o tema. Não apresenta prazo para sua conclusão, podendo as partes chegar ou não em um acordo. A conciliação ocorre por intermédio do conciliador, que apesar de ser neutro, é lhe atribuído função ativa no processo. O conciliador, assim como o mediador, facilitará o diálogo entre as partes (BRASIL, 2015). No que tange ao quarto equivalente, a arbitragem é regulada pela Lei nº 9.307/96, que determina que somente poderá ser utilizada quando estiver prevista expressamente em contrato pré-estabelecido, ou por acordo posterior. Para sua realização, as partes elegem um ou mais árbitros, que devem ser imparciais e ter experiência no tema discutido. Ao final, caso não haja acordo voluntário entre as partes, os árbitros proferirão decisão, chamada de laudo ou sentença arbitral, que tem força idêntica à sentença judicial. Além disso, o prazo para a conclusão do procedimento será fixado pelas partes, e em sua ausência, não poderá ultrapassar 6 (seis) meses (BRASIL, 1996). Na área ambiental, a legislação concedeu a determinados agentes públicos a possibilidade de dirimir litígios sem que haja a propositura de ação judicial, resultando em uma “resolução negociada”, formalizada em um documento denominado Termo de Ajustamento de Conduta (TAC) ou Termo de Compromisso Ambiental (TCA) (VIÉGAS, 2009). Dessa forma, observa-se que o TAC é um acordo advindo de uma negociação entre os órgãos ambientais, representantes do Estado, e empreendedor, visando a composição do dano ambiental. Insta ressaltar, que o primeiro acordo semelhante à um TAC, foi celebrado em 1984, antes mesmo das leis instituírem esse instrumento. Conhecido como “caso da passarinhada de Embu”, tratava-se de uma ação civil pública movida pelo Ministério Público em face de um prefeito paulista que ofereceu aos seus convidados um churrasco de cinco mil passarinhos (LOUZADA, 2013). Assim, o TAC assume papel fundamental para a defesa ao meio ambiente, seja por tratar-se de procedimento célere, facilitando a recuperação da área de forma mais efetiva, dispensando os custos de um processo judicial, além de cumprir um papel importante em termos sócio educacionais, sobretudo por exigir do transgressor a correção do dano causado, cominando penalidades em caso de descumprimento (RIBEIRO & ARAÚJO, 2013). Por intermédio do TAC, o Ministério Público alcança a sua finalidade institucional, promovendo

a manutenção do meio ambiente ecologicamente equilibrado para as presentes e futuras gerações, proporcionando o bem-estar social.

4 | RESOLUÇÃO EXTRAJUDICIAL DE CONFLITOS AMBIENTAIS NO BRASIL: O TERMO DE AJUSTAMENTO DE CONDUTA

A Constituição Federal de 1988 enumera, em seu bojo, direitos e garantias fundamentais, entre eles, o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e bem de uso comum do povo, disposto especificamente no seu artigo 225, caput (BRASIL, 1988). Pelo acima exposto é possível observar que a titularidade deste direito é indeterminada e seu objeto é indivisível, afigurando-se como direito difuso e, portanto, dispõe de diversos órgãos responsáveis pela proteção do meio ambiente, incluindo o Ministério Público, que age por intermédio de instrumentos judiciais e extrajudiciais, como exemplo o TAC (TREVISAN & COLOMBO, 2009). O TAC tem sua origem no art. 5º, §6º, da Lei nº 7.347/85, incluído pela Lei nº 8.078/90, o qual prevê a possibilidade de os órgãos públicos legitimados formalizarem compromisso de ajustamento de conduta dos empreendimentos interessados de acordo com a lei vigente, mediante determinadas cominações, com eficácia de título jurídico extrajudicial (BRASIL, 1985). Além disso, a fim de conceder-lhe maior amparo legal, houve a ampliação de sua aplicabilidade, com determinação de requisitos específicos, tais como, a necessidade de publicação do documento no órgão oficial competente, a rescisão face descumprimento das cláusulas, entre outros, por força da Lei nº 9.605/98 (BRASIL, 1998). Dessa forma tem-se que o TAC é o documento advindo da negociação entre a Administração Pública e interessados, a fim de compor danos e alcançar melhores resultados entre o desenvolvimento econômico e o meio ambiente, adequando a conduta do empreendedor aos ditames legais, determinando obrigações a serem cumpridas em certo prazo, podendo ser formalizado na fase pré-processual, constituindo título executivo extrajudicial (BELTRÃO, 2009).

5 | CARACTERÍSTICAS DO TERMO DE AJUSTAMENTO DE CONDUTA

5.1 Legitimidade Ativa E Passiva

Como parte ativa para propor o TAC tem-se: pessoas jurídicas da administração pública direta, as autarquias e as fundações públicas, o Ministério Público, a Defensoria Pública, além das sociedades de economia mista e as empresas públicas. Já na parte passiva, qualquer pessoa física ou jurídica de direito público ou privado, administração pública, ou seja, qualquer entidade que venha causar danos ao meio ambiente (SANTOS & SILVA, 2016).

5.2 Características

Verifica-se, por todo o exposto, que o termo de compromisso tem características próprias. No ponto, Teixeira (2014) as enumera em: a) dispensa de testemunhas instrumentárias; b) o

título formado é extrajudicial; c) enseja execução por obrigação de fazer; d) permite execução por quantia líquida; e e) é imprescritível. O título formado é executivo não necessitando da assinatura de testemunhas para adquirir validade e permitir sua execução no âmbito judicial. Ainda, é instrumento extrajudicial, ou seja, independe de relação processual entre as partes, não sendo necessária a proposição de Ação Civil Pública para legitimá-lo, bastando a convenção entre as partes. Enseja execução por obrigação de fazer ou não fazer, vez que permite, em caso de descumprimento, que as cláusulas desobedecidas sejam executadas em Ação Civil Pública, inclusive, permite a execução por quantia certa, face trazer em seu bojo valores líquidos. A imprescritibilidade é imprescindível para este instrumento na área ambiental, a fim de evitar que se perca sua validade quando o causador do dano estende o cumprimento das medidas ao longo do tempo. Desta feita, por ser imprescritível, permite que sejam executadas as medidas descumpridas pelo agente causador do dano.

5.3 Natureza Jurídica

Acerca da natureza jurídica do TAC, não há consenso doutrinário, existindo quatro correntes divergentes em destaque, cite-se: àquela que afirma que o TAC constitui uma transação, a que refere tratar-se de acordo em sentido estrito, a que alega figurar-se em ato administrativo, e por fim, a que assemelha o TAC ao contrato administrativo (FERNANDES, 2008). A primeira vertente, defendida por Nery Jr. (1988) e Fink (2001), pontua que o TAC caracteriza uma transação-parcial, vez que, apesar do meio ambiente ser um bem indisponível, o objeto em análise seria a forma de conservação desse bem, ou seja, o modo de cumprimento das obrigações legais e, portanto, passível de transação, ademais, permite-se pactuar o prazo para sua execução, além disso, é ato contratual, em que se compactua as formas de realização por todos os envolvidos, vinculando todos os envolvidos, e, portanto, bilateral pois tanto o órgão legitimado quanto o empreendedor poderiam opinar durante a negociação. A segunda corrente, representada por Akaoui (2003) aponta o termo de conduta como acordo em sentido estrito em razão de tratar-se de documento extrajudicial, enquanto o acordo judicial ocorre durante a instrução processual, além disso, o acordo em sentido estrito seria unilateral, havendo a supremacia do ente público, em que somente o órgão legitimado determinaria as condicionantes, ocorreria o reconhecimento de uma obrigação pelo causador do dano ambiental, e não vincularia o tomador às condicionantes. Já a terceira, sustentado por Meirelles (1999), apresenta-o como ato administrativo, firmado entre o ente público e o empreendedor, ou seja, documento bilateral, aceito voluntariamente, mesclando os regimes públicos e privados. Em última análise, tem-se a teoria de que o TAC se assemelharia ao contrato administrativo, adotada por Fernandes (2008), com obrigações unilaterais ou bilaterais, sendo instrumento norteador pelo regime jurídico de direito público, visando a realização de finalidades de interesse público, e por sua vez ocorrendo a supremacia do ente estatal frente ao causador do dano. Além dessas diferenças apontadas pela doutrina, há que se destacar que para a celebração do acordo em sentido estrito deve-se supor, desde logo, a existência de um litígio, diferentemente das demais espécies apresentadas, em que nem sempre se originariam de um conflito. Expostas as correntes doutrinárias,

vislumbra-se que o TAC não deve ser confundido com o acordo judicial, o primeiro se refere a documento com força de título executivo extrajudicial, ao passo que, o acordo judicial se dá em sede processual, configurando título executivo judicial depois de homologado pela sentença (FERNANDES, 2008; MACHADO, 2009).

5.4 Termo De Ajustamento De Conduta E A Ação Civil Pública

Em ligeira análise ao supra apresentado e à norma, indicam que o TAC é instrumento utilizado exclusivamente na esfera extrajudicial. Embora este instrumento elaborado no decorrer do Inquérito Civil seja mais difundido na doutrina, não há impedimento que seja efetivado após a proposição de Ação Civil Pública em procedimento independente ao processo em trâmite (FERNANDES, 2008). Ressalta-se, assim, que não se trata de acordo judicial, e sim, de instrumento próprio de composição de dano, independente do processo judicial, vez que, mesmo quando firmado após a proposição de Ação Civil Pública, perfaz-se por si só, constituindo-se como documento independente da Ação Civil Pública.

5.5 Discricionariedade E Limites

Como visto, o TAC advém de uma negociação entre o poder público e o causador do dano, por sua vez, versa sobre direito público, o que induz a crer que há o reconhecimento da supremacia do poder público, o qual dispõe de determinada discricionariedade para formulação das cláusulas que integrarão o documento, embora o exercício discricionário tenha limites que devem ser observados. Acerca dos limites impostos para fixação do documento pode-se citar a razoabilidade e a finalidade legal. Fernandes (2008, p. 118) aduz que a atividade discricionária na confecção do termo de acordo deve obedecer ao princípio da razoabilidade, no qual está contida a proporcionalidade, como adequação entre meio e o fim, e a finalidade, que pressupõe a conformidade com o fim legal.

5.6 Rito Procedimental Para Formulação Do Tac Pelo Ministério Público

O rito procedimental para perfectibilizar o termo de compromisso, inicia com a notícia do fato, a qual poderá tornar-se um Procedimento Administrativo (PA), Procedimento Preparatório (PP), Inquérito Civil (IC), ou Procedimento Investigatório Criminal (PIC), contudo, somente será possível a realização do termo de compromisso, quando a notícia do fato se converter em procedimento preparatório e/ou inquérito civil (MP-PR, 2015). O Procedimento Preparatório (PP) constitui-se previamente ao inquérito civil, por iniciativa do representante do Parquet, para obtenção de elementos probatórios. Já o Inquérito Civil (IC), tem como objetivo apurar o fato noticiado para elaboração do TAC, ou ainda, proposição de Ação Civil Pública. Após esse procedimento inicial, o Ministério Público elabora o termo de compromisso, há a audiência para composição entre os envolvidos e aceite do TAC. Em caso de consentimento, registra-se o TAC, e o representante do Parquet fiscaliza o correto andamento, ficando suspensa a aplicação de sanções administrativas. Se cumpridos os requisitos impostos, haverá o arquivamento do feito. Em hipótese de não cumprimento, ocorrerá a prorrogação do prazo ou a execução judicial do documento, com aplicação das sanções cominadas no

instrumento supracitado. Após o efetivo cumprido, Fernandes (2008, p. 134) pontua que o mesmo TAC não pode ser rediscutido pelas partes acordantes, sob pena de decretar-se a carência da ação, exceto quando versar sobre novos fatos ou provas supervenientes, que gerem a necessidade de nova investigação e consequente responsabilização. No tocante à fixação da competência, será estabelecida conforme a extensão do dano ambiental, se local será limitado à comarca, se regional deverá ser aplicado o instituto da prevenção, se nacional se fixará o foro do Distrito Federal, todavia, se houver interesse da União ou entes federais, será competente a justiça federal. (BELTRÃO, 2009, p. 384). Destarte, será competente àquele juízo no âmbito do dano, exceto quando versar sobre fato de interesse da União e seus entes, hipótese em que se concederá a competência à justiça federal.

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atual conjuntura social e a dificuldade de compatibilização de interesses, aparentemente contraditórios, como a preservação ambiental e desenvolvimento econômico, demonstram os desafios que a humanidade ainda terá de superar para alcançar o tão esperado desenvolvimento sustentável. Neste ínterim, ao tempo que se observa ambientalistas e organizações não governamentais a defender o meio ambiente, também se verifica a resistência dos grandes empreendedores em acolher o desenvolvimento sustentável. Essa relação conflituosa do homem com a natureza, muitas vezes ocasionam danos ao meio ambiente. Esses danos, por sua vez, devem ser cessados ou mitigados de forma imediata, a fim evitar sua irreversibilidade. Assim, como o processo judicial obedece a formalidades legais obrigatórias, a ação civil pública acaba não sendo o melhor instrumento para a solução dos conflitos ambientais. Diante disso, a instituição do TAC como instrumento extrajudicial de resolução das adversidades incidentes sob direitos e interesses difusos e coletivos, demonstrou se coadunar à necessidade emergencial. Ademais, os custos para sua elaboração são de menor monta, não necessitando mover todo o judiciário para buscar a sua validação como título executivo, embora extrajudicial. Ainda, vez que negociados os termos e obrigações pactuados, o seu cumprimento torna-se menos sujeito a frustrações, pois a parte passiva apresenta um maior comprometimento com as ações ali expressas. Diante do exposto, verificou-se a importância do TAC como instrumento jurídico de resolução das lides envolvendo danos ao meio ambiente, constituindo-se como método alternativo, e atualmente se apresentado como àquele de maior eficácia para a defesa ambiental.

REFERÊNCIAS

AKAOUI, F. R. V. Compromisso de ajustamento de conduta ambiental. São Paulo: RT, 2003.

ANDRADE, P. P. R. O Ministério Público e a importância do termo de ajustamento de conduta na tutela adequada do meio ambiente. Boletim Conteúdo Jurídico. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.conteudojuridico.com.br/artigo,o-ministerio-publico-e-aimportancia-do-termo-de-ajustamento-de-conduta-na-tutela-adequada-do-meioambiente,35248.html>>. Acesso em: 27 fev. 2018.

BELTRÃO, A.F.G. Curso de Direito Ambiental. São Paulo: Método, 2009.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da União, Brasília, 05 out. 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em 03 set. 2017.

_____. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 23 jul. 2008 Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm>. Acesso em: 12 set. 2017.

_____. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 02 set. 1981. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938compilada.htm>. Acesso em: 05 set. 2017.

_____.Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio-ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 25 jul. 1985. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7347Compilada.htm>. Acesso em: 12 set. 2017.

_____.Lei nº 9.307, de 23 de setembro de 1996. Dispõe sobre a arbitragem. Diário Oficial da União, Brasília, 24 set. 1996. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9307.htm>. Acesso em: 12 set. 2017.

_____. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 13 fev. 1998. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm>. Acesso em: 03 set. 2018.

_____.Lei nº 13.105, de 16 de março de 2015. Dispõe sobre o Novo Código de Processo Civil. Diário Oficial da União, Brasília, 17 mar. 2015. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2015/lei/l13105.htm>. Acesso em: 08 set. 2017.

CABRAL, B. F. Formas alternativas de solução de Conflitos nos EUA. Revista Jus Navigandi, Teresina, n. 2935, 2011. Disponível em: <<https://jus.com.br/artigos/19574>>. Acesso em: 16 out. 2016.

FACCHINI NETO, E. ADR (Alternative Dispute Resolution) - Meios alternativos de resolução de Conflitos: solução ou problema? Direitos fundamentais & justiça, n. 17, p. 118-141, 2011.

FERNANDES, R. Compromisso de ajustamento de conduta ambiental: Fundamentos, natureza jurídica, limites e controle jurisdicional. Rio de Janeiro: Renovar, 2008.

FINK, D. R. Alternativa à ação civil pública ambiental (reflexões sobre as vantagens do termo de ajustamento de conduta). In: MILARÉ, Edis (coord.). Ação Civil Pública – Lei. 7.347/85 – 15 anos. São Paulo: RT, 2001.

GOMES, A. L. L. A eficácia da Ação Civil Pública frente aos danos ambientais. 2009. Disponível em:<http://www3.pucrs.br/pucrs/files/uni/poa/direito/graduacao/tcc/tcc2/trabalhos_2009_2/ana_gomes.pdf>. Acesso em: 25 mai. 2018.

KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. D.; MORAES, L. F. D. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. 2. ed. Botucatu: FEPAF, 2003.

LOUZADA, V. V. Do Termo de Ajustamento de Conduta Ambiental como meio eficiente de solução de Conflitos. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-Graduação em Direito Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

MACHADO, P. A. L. Direito Ambiental Brasileiro. 17. ed. São Paulo: Malheiros, 2009.

MEIRELLES, H. L. Direito Administrativo Brasileiro. 24. ed. São Paulo: Malheiros, 1999.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DO PARANÁ (MP-PR). Guia de Aplicação de Atividades Finalísticas Extrajudiciais, 2015. Disponível em: <http://www.planejamento.mppr.mp.br/arquivos/File/gerenc_processos/guia_aplicacao_extrajudicial.pdf>. Acesso em: 16 out. 2016.

MINISTÉRIO PÚBLICO DO ESTADO DE SANTA CATARINA (MP-SC). Atividade das Promotorias, 2016. Disponível em: <<https://www.mpsc.mp.br/promotorias-dejustica/atividades-das-promotorias>>. Acesso em: 22 out. 2016.

MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (MPF). Mapa da Atuação do MPF, 2016. Disponível em: <<http://aplicativos.pgr.mpf.mp.br/mapas/mpf/atuacao/?UID=1450302025>>. Acesso em: 05 nov. 2016.

NERY JR., N. Compromisso de ajustamento de conduta: solução para o problema da queima da palha da cana-de-açúcar. Revista dos Tribunais, n. 629. São Paulo: TR, 1988.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). OMS divulga estimativas nacionais sobre exposição à poluição do ar e impacto na saúde. 2016. Disponível em: <http://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5249:omsdivulga-estimativas-nacionais-sobre-exposicao-a-poluicao-do-ar-e-impacto-na-saude&catid=845:noticias&Itemid=839>. Acesso em: 22 out. 2016.

PIAGENTINI, P. M.; FAVARETO, A. da S.. Instituições para regulação ambiental: o processo de licenciamento ambiental em quatro países produtores de hidreletricidade. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 30, p. 31-43, 2014.

RIBEIRO, P.; ARAÚJO, L. E. B. de. O papel do Ministério Público na educação ambiental por meio do termo de ajustamento de conduta. Revista Eletrônica do Curso de Direito da UFSM, v. 8, p. 541-558, 2013.

SANTOS, G. R.; SILVA, A. C. Q. da. A Recomendação e o Termo de Ajustamento de Conduta Como Formas de Autocomposição no Processo Coletivo. Âmbito Jurídico, Rio Grande, n. 145, 2016. Disponível em: <http://www.ambitojuridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=16831>. Acesso em: 15 out. 2016.

TEIXEIRA, D. F. Apontamentos sobre o Termo de Ajustamento de Conduta (TAC). Boletim Conteúdo Jurídico, Brasília, 2014. Disponível em: <<http://www.conteudojuridico.com.br/?artigos&ver=2.51738&seo=1>>. Acesso em: 23 out. 2016.

TREVISAN, J.; COLOMBO, S. R. B. Termo de Ajustamento de Conduta como instrumento de tutela preventiva e reparatória dos danos ambientais: análise dos TACs firmados pelo Ministério Público Estadual no município de Pinhalzinho. Espaço Jurídico: Journal of Law [EJLL], v. 10, n. 2, p. 339-358, 2009.

VIÉGAS, R. N. As resoluções de Conflito ambiental: da retórica da justiça para a retórica da eficácia. In: XIV Congresso Brasileiro de Sociologia. Anais do XIV Congresso Brasileiro

ESTUDO OBSERVACIONAL DO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NAS UNIDADES DE SAÚDE DA FAMÍLIA DE FEIRA DE SANTANA, BA

Data de aceite: 17/06/2020

Isabela Machado Sampaio Costa Soares

Docente da Faculdade Dom Luiz de Orleans e Bragança

Feira de Santana, BA

<http://lattes.cnpq.br/0129929426356000>

RESUMO: Com o aumento da população e avanços científicos e tecnológicos, a cada dia a produção de resíduos cresce mais e os impactos ao meio ambiente, na mesma proporção. Com isso, os problemas relacionados a gestão destes resíduos necessitam da adoção de técnicas e tecnologias desde sua segregação à disposição final, visando a destinação adequada e a implantação de programas voltados tanto para uma redução na produção de resíduos, como também na disposição final destes. O presente estudo, de abordagem qualitativa, tem como objetivo analisar o processo de manejo dos resíduos hospitalares dos serviços de saúde gerados pelas Unidades de Saúde da Família-USF, no município de Feira de Santana, desde a produção até a destinação final. Entre os objetivos específicos, depois do diagnóstico realizado, procurar-se-á contribuir com o

Município fundamentando as diretrizes básicas de um possível plano de manejo integrado de resíduos hospitalares. Escolhidas aleatoriamente por setores, a amostragem foi realizada em 05 USFs, dentro de um universo de 91 existentes. Tendo em vista o percentual de unidades submetidas à pesquisa, pode-se apresentar um panorama parcial das USFs de Feira de Santana, quando se discute gerenciamento de resíduos sólidos dos serviços de saúde, sendo perceptível que muitas falhas ocorrem no processo do manejo adequado dos resíduos, pode-se pensar que muitas delas acontecem pela falta de um treinamento adequado aos recursos humanos e falta de espaços físicos adequados nas unidades. Pretende-se com o término das pesquisas contribuir, tanto para a conscientização sobre o processo por parte dos gestores e funcionários, como também para introduzir medidas corretoras no manejo deste tipo de resíduos, o qual, segundo a legislação, possui lugar especial para a saúde pública e ambiental de cada localidade. A principal motivação desta pesquisa é contribuir com as políticas públicas que reforcem a ponte entre a saúde e o meio ambiente.

PALAVRAS CHAVE: Gestão de resíduos hospitalares; Resíduos de serviços de saúde; Unidades de Saúde da Família.

ABSTRACT: With the increase in population and scientific and technological advances, the production of waste grows more every day and the impacts on the environment, in the same proportion. Thus, the problems related to the management of this waste require the adoption of techniques and technologies since its segregation to the final disposal, aiming at the appropriate destination and the implementation of programs aimed at both a reduction in the production of waste, as well as in the final disposal of these. The present study, with a qualitative approach, aims to analyze the process of handling hospital waste from health services generated by the Family Health Units - USF, in the municipality of Feira de Santana, from production to final destination. Among the specific objectives, after the diagnosis made, an attempt will be made to contribute to the Municipality, basing the basic guidelines of a possible integrated plan for the management of hospital waste. Randomly chosen by sectors, the sampling was carried out in 05 USFs, within a universe of 91 existing ones. In view of the percentage of units submitted to the research, a partial overview of the USFs in Feira de Santana can be presented, when discussing solid waste management in health services, and it is noticeable that many failures occur in the process of proper waste management, it can be thought that many of them happen due to the lack of adequate training for human resources and the lack of adequate physical spaces in the units. With the end of the research, it is intended to contribute, both to the awareness of the process on the part of managers and employees, as well as to introduce corrective measures in the management of this type of waste, which, according to the legislation, has a special place for health public and environmental impact of each location. The main motivation of this research is to contribute to public policies that reinforce the bridge between health and the environment.

KEY WORDS: Hospital waste management; Waste from health services; Family Health Units.

1 | INTRODUÇÃO

A Saúde Pública visa combater os fatores condicionantes da propagação de doenças, ou seja, tenta manter um controle das incidências nas populações por ações de vigilância e de investigações governamentais. (Ministério da Saúde, 2002). Dessa forma é vista como a ciência de obstar doenças, criar meios para a manutenção de uma saúde física e mental eficiente, oportunando qualidade de vida aos indivíduos.

A Estratégia de Saúde da Família (ESF) foi implantada como modelo para reorganizar a Atenção Básica de acordo com os preceitos do SUS, procurando remodelar o processo de trabalho em saúde mediante operações intersetoriais e ações de promoção, prevenção e atenção à saúde. Isto pressupõe o desenvolvimento de um trabalho pautado na lógica da promoção da saúde e da clínica ampliada. (Ministério da Saúde, 2012).

São geradores de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) todos os serviços relacionados com o atendimento à saúde humana ou animal, inclusive os serviços de assistência à saúde, prestados nas Unidades de Saúde da Família, tais como: laboratórios analíticos

de produtos para saúde; necrotérios, funerárias e serviços onde se realizem atividades de embalsamamento; serviços de medicina legal; drogarias e farmácias inclusive as de manipulação; estabelecimentos que produzem algum ensino e pesquisa na área de saúde; centros de controle de zoonoses; distribuidores de produtos farmacêuticos, importadores, distribuidores e produtores de materiais e controles para diagnóstico in vitro; unidades móveis de atendimento à saúde; serviços de acupuntura; serviços de tatuagem, dentre outros similares. (ABNT, 1993).

O Plano Gerenciamento em Resíduos Sólidos (PGRS) se constitui num documento integrante do sistema de gestão ambiental que vem abordar ações que minimize a geração de resíduos na fonte, bem como todos os procedimentos a serem adotados na segregação, coleta, classificação, acondicionamento, armazenamento interno/externo, transporte interno/externo, reciclagem, reutilização, tratamento interno/externo e disposição final. Sendo parte integrante do processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos, ficando assim obrigados a apresentá-lo para análise, ou seja, o PGRS deve ser elaborado pelo gerador dos resíduos e submetido à análise do órgão ambiental para aprovação. (ABNT, 1993).

O problema da geração de resíduos de serviços de saúde já preocupa as autoridades sanitárias à muito tempo, devido aos riscos gerados tanto ao meio ambiente como a população, pelo risco de contaminação. A problemática maior gira em torno do acondicionamento, transporte, tratamento e destino final, pois estas etapas não são vistas pelas autoridades com devido relevância, ocorrendo muitas falhas no processo, levando riscos a saúde humana como ao meio ambiente e principalmente à saúde do trabalhador que atua nas diversas etapas desse processo. (ABNT, 1993).

A cidade de Feira de Santana conta com diversos serviços de saúde, incluindo hospitais, unidades de saúde da família, unidades de pronto atendimento, serviços de laboratórios, todos esses serviços geram resíduos que representam diferentes riscos a saúde. Considerando que existem poucos estudos direcionados a área específica, foi que se pensou em desenvolver essa temática, em primeiro momento realizando uma amostra de cinco unidades de saúde para posteriormente se desenvolver em um campo mais amplo, para se obter maiores subsídios para discussão.

O objetivo geral da pesquisa é conhecer as atividades realizadas para a segregação, acondicionamento e transporte dos resíduos gerados nas unidades de saúde da família de Feira de Santana, no intuito de gerar diretrizes para futuros programas de educação ambiental. E como objetivos específicos espera-se identificar a existência do Plano de Gerenciamento de Resíduos em Serviços de Saúde (PGRSS) nas unidades pesquisadas; Analisar o uso adequado dos EPI'S, no momento do manuseio dos resíduos sólidos gerados nas Unidades de saúde da família; Quantificar os resíduos contaminados gerados nas USF'S; Sugerir as diretrizes básicas que orientem qualquer programa de educação ambiental em relação à gestão correta dos resíduos hospitalares.

2 | METODOLOGIA

2.1 Tipo de estudo

Trata-se de um estudo descritivo que de acordo com Andrade (1997) os fatos são observados, registrados, analisados, classificados e interpretados sem que o pesquisador manipule e interfira neles, expondo assim com precisão, os fatos e fenômenos de uma determinada realidade. O estudo foi realizado em Unidades de Saúde da Família (USF) do município de Feira de Santana, estado da Bahia, no ano de 2015. O município de Feira de Santana possui 91 unidades de saúde da família que funcionam de segunda a sexta feira das 7:00 as 16:30 horas. Os resultados desse estudo formaram a base de propostas educativas a serem implementadas no futuro.

2.2 Participantes do estudo

Participaram do estudo as unidades de saúde da rede municipal, pertencentes ao Município de Feira de Santana -Ba. Nessa primeira fase do estudo foram pesquisadas 05 unidades de saúde da família, que durante o atendimento aos usuários e a realização de cuidados em saúde, geraram resíduos sólidos.

2.3 Etapas operacionais

A pesquisa foi desenvolvida seguindo as seguintes etapas operacionais: construção e apreciação do instrumento de coleta de dados, teste piloto, coleta e análise dos dados, e propostas de diretrizes educativas.

2.4 Instrumentos de coleta de dados

Os instrumentos de coleta de dados foram construídos de forma a captar a realidade, com a maior fidedignidade possível, de como ocorre o manejo dos resíduos dos serviços de saúde das USF'S. Foram elaborados em consonância as resoluções atuais RDC 306/2004 (ANVISA, 2004) da ANVISA e 358/2005 do CONAMA (CONAMA, 2008), consideradas recomendações padrão. Foi criado um check list para registrar os dados observados sobre o manejo dos resíduos gerados, desde a sua segregação, até a coleta pelo serviço de limpeza pública e uma planilha previamente preparada que permitiu o registro da quantidade dos resíduos gerados por grupo, em cada unidade. Finalmente, na mesma planilha anteriormente descrita, destinou-se um espaço para o registro daqueles elementos da gestão passíveis de serem corrigidos, reforçados, ou alterados através de programas educacionais que visem a mudança de comportamento e reconheçam as atitudes proambientais mais adequadas a estes processos relacionados com a saúde pública e de trabalho.

2.5 Coleta dos dados

A coleta de dados foi realizada por meio de observação direta do manejo dos resíduos, nas unidades de saúde, no período de setembro e outubro de 2015. Os dados da observação foram registrados no Chek list previamente elaborado e validado para essa

finalidade. A coleta foi realizada em dois momentos, de formas distintas: a) os dados dos resíduos contaminados gerados nas unidades de saúde e b) os resíduos sólidos gerados. Os dados foram coletados pela pesquisadora com a colaboração de 05 auxiliares de pesquisa, que participaram das discussões desde a elaboração dos instrumentos e foram qualificadas para a observação e registro dos dados. Visando obter a padronização do procedimento de coleta de dados, como sugerido por Medronho et al.(2009), todos os participantes receberam por escrito o protocolo da coleta dos dados contendo os instrumentos, os cronogramas de coleta e as orientações sobre a utilização dos EPI necessários para segurança profissional. Esse protocolo foi amplamente discutido, pontuadas as possíveis intercorrências no processo e esclarecidas todas as dúvidas em relação à sua execução.

2.6 Coleta de dados dos resíduos gerados nas unidades de saúde

Os dados relativos ao manejo e à quantificação dos resíduos, por grupo de classificação segundo a RDC 306/2004, foram coletados durante uma semana em cada unidade de saúde, seguindo cronograma, totalizando um mês e uma semana de coleta de dados, setembro e outubro de 2015. O tempo estabelecido de uma semana teve por objetivo, mensurar a quantidade de resíduos, por grupo, gerado por mês/ano em cada unidade. Além disso, para as unidades de saúde da família, realizar a pesagem, durante uma semana, é importante, pois, em cada dia, é atendido um programa específico, gerando diferentes tipos de resíduos. Foi estabelecido um contato prévio em cada unidade de saúde, participante do estudo, momento no qual foi apresentado o projeto e discutimos sobre o objetivo do estudo. Conhecemos a estrutura das unidades e pactuamos a adequação do melhor horário e local para a pesagem dos resíduos. Foi agendada uma reunião, também, com o responsável pela equipe de limpeza para estabelecer parceria para a coleta de dados. Para isso, o estudo contou com a parceria dos profissionais responsáveis pela higiene e limpeza das unidades que identificavam os recipientes considerando-os como auxiliares de pesquisa. Da mesma forma, esses profissionais foram os responsáveis por depositarem, previamente, os resíduos no local destinado à pesagem.

2.7 Procedimentos de pesagem dos resíduos

Conforme pactuado com as unidades, os resíduos coletados de cada setor pelos profissionais do serviço de higiene e limpeza, foram armazenados em um abrigo temporário antes de serem expostos para a coleta pública, para viabilizar o trabalho de coleta da pesquisadora. Para o início da pesagem, o local foi previamente preparado com a instalação da balança e de lixeiras, contendo sacos brancos e pretos e, ainda, caixas para perfuro cortantes para acondicionar os resíduos que foram separados e segregados, conforme estabelece a legislação. Colocamos ainda uns sacos plásticos no chão para evitar contaminação no local, caso caísse algum resíduo dos recipientes.

2.8 Quantificação dos resíduos

Para a realização da pesagem, foi necessária a participação de duas pessoas - uma

para realizar a pesagem e outra para fazer as anotações. Como este estudo foi experimental não realizamos a segregação dos resíduos, pois o intuito neste momento não é a reciclagem, mas a percepção do quantitativo de resíduos hospitalares gerados nas USF do município.

Todos os resíduos gerados nas unidades foram pesados da forma como foram segregados e acondicionados pelos profissionais de saúde, registrando o peso em quilogramas (kg), segundo os grupos A, B, C, D e E (ANVISA, 2004). Salientamos que a NBR 10007/04 da ABN é uma referência para realizar a amostragem dos resíduos gerados em uma determinada unidade.

3 | DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A pesquisa foi realizada em 05 (cinco) das 91 (noventa e uma) unidades de saúde da família, do município de Feira de Santana. Entre as equipes analisadas tinham como membros, um enfermeiro, um médico, dois técnicos de enfermagem e um de serviços gerais, exceto a unidade 01 que tinha, além das outras, um odontologista e um assistente de serviços odontológicos fazendo parte da equipe.

Considerando o papel do enfermeiro como gerente da unidade, ele foi procurado e lhe fornecido informações sobre o trabalho que iria ser desenvolvido na unidade. Em relação ao conhecimento da equipe sobre o processo de manejo dos resíduos sólidos, nenhum profissional da equipe recebeu treinamento especializado para tal; realizam as práticas com os conhecimentos adquiridos na graduação ou curso técnico.

Foram observadas as unidades quanto a aspectos estruturais, tipos de resíduos gerados e etapas dos mesmos. Em relação a infra estrutura foi destaque que todas as unidades tinham sala de vacina, sala de curativos e em todas elas se realiza prevenção do câncer do colo uterino, atividades estas com potencial gerador de resíduos.

As USFs pesquisadas geram diferentes tipos de resíduos, classificados de acordo com a Resolução nº 33 de 2003 da ANVISA em:

Grupo A – resíduos potencialmente infectantes. São aqueles resíduos do grupo das vacinas de microorganismos vivos ou atenuados (A1);

Grupo B – resíduos químicos. Podem ser considerados resíduos químicos os medicamentos antibacterianos de uso sistêmico ou tópico vencidos (B1) e desinfetantes (B4), além dos resíduos das substâncias químicas utilizadas no serviço de odontologia;

Grupo D – resíduos comuns. Nas USF são considerados resíduos comuns: luvas, esparadrapo, algodão, gazes, equipos e materiais similares, que tenham entrado em contato ou não com sangue, tecidos ou fluidos orgânicos; papéis de uso sanitário; papéis de uso administrativo; resíduos da varrição; materiais passíveis de reciclagem; embalagens em geral;

Grupo E – resíduos perfuro-cortantes. O grupo das agulhas e escalpes, lâminas de bisturi e ampolas de vidro estão enquadrados aqui.

No que se refere ao manejo de resíduos sólidos, constatou-se que nas unidades onde foi realizada a pesquisa ocorrem as etapas de segregação, acondicionamento,

armazenamento e transporte dos resíduos. Ressaltando que em nenhuma das unidades pesquisadas existe local específico para armazenamento dos resíduos e que nenhuma das etapas seguem planejamento formal, podemos concluir que nenhuma unidade continha o plano de gerenciamento de resíduos sólidos de saúde. (PGRSS).

O quadro 1 apresenta os dados obtidos em relação ao processo de segregação.

Unidade de saúde	Resíduo contaminado	Resíduo comum
Unidade 01	Dia 1- 1.950 kg	Dia 1- 630 gr.
	Dia 2- 1.315 kg	Dia 2- 895 gr.
	Dia 3- 1.490 kg	Dia 3- 630 gr.
	Dia 4- 1.720 kg	Dia 4- 523 gr.
	Dia 5- 2.960 kg	Dia 5 - 125 gr
Unidade 02		
	Dia 1- 3.500 kg.	Dia 1- 3.000 kg.
	Dia 2- 500 gr	Dia 2- 3.400 kg.
	Dia 3- 2.500 kg.	Dia 3- 3.020 kg.
	Dia 4- 4.500 kg.	Dia 4- 1.800 kg.
	Dia 5- 4.500kg.	Dia 5- 1.800 kg.
Unidade 03		
	Dia 1- 3.100 kg.	Dia 1- 2.500 kg.
	Dia 2- 2.400 kg.	Dia 2- 4.100 kg.
	Dia 3- 2.900 kg	Dia 3- 3.600 kg.
	Dia 4- 1.200 kg	Dia 4- 2.500 kg
	Dia 5- 4.000kg	Dia 5- 3.000kg.
Unidade 04		
	Dia 1- 2.260 kg	Dia 1- 3.100 kg.
	Dia 2- 1.500 kg	Dia 2- 2.800
	Dia 3- 2.100	Dia 3- 2.020
	Dia 4- 3.400	Dia 4- 2.700
	Dia 5- 3.500	Dia 5- 2.100
Unidade 05		
	Dia 1- 2.100	Dia 1- 2.600
	Dia 2- 1.300	Dia 2- 2.280
	Dia 3- 2.000	Dia 3- 1.900
	Dia 4- 2.400	Dia 4- 2.100
	Dia 5- 2.500	Dia 5- 2.070

Quadro 1: Segregação dos resíduos nas unidades. Feira e Santana, Bahia, Brasil, 2015.

A cerca do acondicionamento dos resíduos, observou-se que todas as unidades armazenavam de forma correta os resíduos perfuro cortantes (05) e todas os faziam com os resíduos comuns.

Com relação aos medicamentos vencidos (especificamente antimicrobianos tópicos e sistêmicos), todas as unidades realizavam a devolução dos mesmos à coordenação da farmácia do município, em procedimento devidamente protocolado.

Os imunobiológicos, compostos por microorganismos vivos e atenuados, eram

inativados (por processo de exposição ao calor em autoclave) em todas as unidades, antes de serem descartados.

Sobre o armazenamento temporário dos resíduos contaminados, em todas as unidades pesquisadas, os recipientes usados para este fim não apresentavam as características exigidas pela norma vigente.

Constatou-se ainda, que, em todas as unidades, o transporte interno dos resíduos não era realizado em recipientes fechados específicos, como preconiza a legislação.

Quanto ao armazenamento interno dos resíduos gerados antes de serem coletados, em nenhuma há um local específico para este fim, sendo os mesmos armazenados em locais de realização de outras atividades (área de serviço, por exemplo) e até mesmo na calçada da unidade, como foi encontrado em algumas unidades.

A respeito do uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPI) durante a manipulação de resíduos, verificou-se que nenhuma unidade realiza o uso adequado. Em algumas unidades, o uso era parcial – somente luvas de borracha, sem o uso de máscara – ou inadequado, apenas usando luvas de procedimento, por exemplo.

No que se refere à coleta específica dos resíduos potencialmente infectantes, em todas ocorria a coleta diferenciada da coleta pública urbana, embora tenha sido relatado pelos enfermeiros, que a mesma, apesar de diferenciada, não ocorre de modo constante, resultando em acúmulo de resíduos nas unidades.

4 | CONCLUSÕES E DIRETRIZES PARA OS PROGRAMAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Tendo em vista as informações apresentadas e discutidas neste estudo, pode-se apresentar um panorama parcial das unidades de saúde da família de Feira de Santana, Bahia, quando se discute gerenciamento de resíduos sólidos dos serviços de saúde.

É perceptível que muitas falhas ocorrem no processo do manejo adequado dos resíduos. Pode-se pensar que muitas dessas falhas acontecem pela falta de um treinamento adequado aos recursos humanos e falta de recursos materiais e espaços físicos apropriados nas unidades.

Para tanto é importante destacar que há em todas as equipes de saúde pesquisadas, uma diversidade de profissionais atuando e que todos os membros da equipe de saúde da família deveriam estar comprometidos com o correto manejo dos resíduos sólidos de saúde, pois estes envolvem aspectos de saúde ocupacional, além de envolver a saúde da comunidade e a ambiental. Para tanto é necessário que todos tenham acesso a seu papel no processo de gerenciamento de resíduos.

A pesquisa permitiu identificar a falta de comprometimento dos gestores e dos profissionais de saúde com a questão, visando proporcionar maior segurança ao trabalhador, como também a comunidade e contribuir com a preservação do meio ambiente.

O trabalho, considerado uma pequena amostra do que ainda deve ser conhecido do sistema de saúde de Feira de Santana, não poderia concluir sem contribuir, como segue, com algumas diretrizes para futuros programas de mudança de comportamento em favor do

processo de gestão de resíduos, cujos resultados se esperam possam contribuir, tanto com a saúde do trabalhador e do público em geral, como também com a saúde ambiental.

Diretrizes

1. Uso reduzido de materiais hospitalares quando possível.
2. Uso de EPIs no desempenho correto das funções e procedimentos técnicos.
3. Impactos da atividade no meio ambiente.

REFERÊNCIA

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Resolução RDC nº 306, de 07 de dezembro de 2004. **Dispõe sobre o Regulamento técnico para o gerenciamento de serviços de saúde.** Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2004.

ANDRADE, M.M. de. **Introdução à metodologia do trabalho científico: elaboração de trabalho na Graduação.** 2.ed. São Paulo: Atlas, 1997.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12.807. **Resíduos de Serviços de Saúde: terminologia.** São Paulo: ABNT; 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Reduzindo as desigualdades e ampliando o acesso à assistência à saúde no Brasil.** Brasília, DF, 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Política Nacional de Atenção Básica.** Brasília: Ministério da Saúde, 2012. (Série E. Legislação em Saúde)

BRASIL, Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Manual de Gerenciamento de Resíduos de Serviços de Saúde.** Brasília: Ministério da Saúde, 2006.182 p.

BRASIL. Resolução CONAMA n. 401, 4 de novembro de 2008. **Estabelece os limites máximos de chumbo, cádmio e mercúrio para pilhas e baterias comercializadas no território nacional e os critérios padrões para seu gerenciamento ambiental adequado, e dá outras providências.** Diário Oficial [da] da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 05 nov. 2008. Seção 1, p. 108-109

GESTÃO INTEGRADA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: CONCEITOS E PERSPECTIVAS NA LITERATURA CIENTÍFICA

Data de aceite: 17/06/2020

Cristina Maria Dacach Fernandez Marchi

Universidade Católica do Salvador – Salvador
- Estado da Bahia

<http://orcid.org/0000-0003-2078-9048>

Data de submissão: 28/02/2020

RESUMO: A questão ligada às interfaces entre os problemas sociais e ambientais relativos à ausência de saneamento básico é de tal importância, que o tema saneamento básico está contido no texto base da Campanha da Fraternidade do ano de 2016. Se por um lado, não se pode desprezar a evolução da produção de bens para o progresso do homem. Por outro lado, difícil se encontrar uma fronteira tangível, que indique excesso na aquisição de bens que promovem o conforto e o bem estar das famílias. O tema deste trabalho, a gestão integrada, faz parte de um esforço para a conquista de espaço, entendimento e difusão desta diretriz contida na Política Nacional de Resíduos Sólidos. A metodologia utilizada é exploratória e bibliográfica. Os resultados indicam que a produção de conhecimento e de implementação desta diretriz ainda ocorre de forma muito isolada e fragmentada, sem

apreciar a responsabilização de todos os atores envolvidos.

PALAVRAS-CHAVE: Lei 12305/2010; Gerenciamento Resíduos Sólidos; Pesquisa Bibliográfica

BRAZILIAN SOLID WASTE INTEGRATED MANAGEMENT: CONCEPTS AND APPROACHES

ABSTRACT: Questions related to the lack access of water and sanitation are important in Brazil. The 2016 Brotherhood Campaign concerns basic sanitary service. Its theme is: “Common home, our responsibility” and encourages the community to convert and change its lifestyle. We can’t ignore that technology is changing our lives, some forms of scientific innovations have modified our lives entirely. But, on the other hand, our activities have modified almost every part of our environment. This paper aims to identify, interpret, and summarise the literature currently available on the integrated solid waste management based in the Brazilian Solid Waste Policy. A retrospective review was undertaken through the three spheres participation in sanitation policies: government, business and population. It was concluded that today in Brazil the integrated solid waste actions occur in an isolated way.

INTRODUÇÃO

A questão ligada às interfaces entre os problemas sociais e ambientais relativos à ausência de saneamento básico é de tal importância, que o tema saneamento básico foi contemplado no texto base da Campanha da Fraternidade do ano de 2016, “Casa comum, nossa responsabilidade”. Se por um lado, não se pode desprezar a evolução da tecnologia e da produção de bens para o progresso do homem. Por outro lado, difícil perceber fronteira tangível que indique excesso na produção e na aquisição de bens que promovam o conforto e o bem estar das famílias.

Atualmente, os atos contemporâneos de consumo de bens, de geração e de descarte de resíduos não são de fácil análise e traz diversas informações e perspectivas referentes aos malefícios sociais e ambientais oriundos de uma gestão inadequada dos resíduos sólidos.

Para a Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, Lei 12305/2010, a gestão se encontra voltada para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável. O Princípio VIII que trata do reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania conduz os governantes, empresas e população para a gestão integrada dos resíduos sólidos. A administração pública municipal tem a liderança no gerenciamento desde a coleta até a disposição final, que deve ser ambientalmente segura. Mas, a responsabilidade é compartilhada, pois a sociedade e os empresários também têm deveres a cumprir.

Segundo Marchi (2015) a gestão da área de saneamento básico é, antes de tudo, uma questão de sobrevivência, tanto para a sustentabilidade do meio ambiente quanto das instituições e organizações que o cercam. Para a autora, a variável ambiental se encontra presente no planejamento das organizações pelo fato de oportunizar redução de custos, já que a poluição significa o desperdício de matéria prima e insumos, além de afastamento de novos investimentos. A gestão integrada de resíduos sólidos inclui a redução dos resíduos na fonte, papel da sociedade, além do reaproveitamento de materiais como insumo pela indústria.

O objetivo deste trabalho foi verificar se os trabalhos científicos da última década, que tratam as abordagens, os conceitos e as propostas para a gestão dos resíduos sólidos em municípios brasileiros, examinam e exploram a condução da gestão ou do gerenciamento no âmbito da responsabilização de ações dos governantes, dos empresários e dos cidadãos, como estabelecido pela Lei 12305 de 2010.

Este objetivo faz parte de um esforço para a abertura de espaço, entendimento e difusão de soluções existentes na literatura, que estejam contribuindo para a minimização dos resíduos sólidos, de forma a considerar fundamentais as articulações de todos os protagonistas envolvidos, consolidando e estimulando a gestão integrada como processo

contínuo, inclusivo e cívico nos municípios brasileiros.

Com o objetivo apresentado, este artigo discute no primeiro item conceitos de gestão ambiental e de gestão integrada de resíduos sólidos, buscando demonstrar a relação intrínseca entre integração dos atores, das técnicas e da gestão, já que gestão eficaz é um dos atributos de prestação de serviços públicos de qualidade. Após os procedimentos metodológicos serem explicados, é apresentada uma análise sobre abordagens, conceitos e propostas para a gestão dos resíduos sólidos em municípios brasileiros, com vistas a apontar a contribuição de trabalhos científicos, publicados pelo Scielo Brasil, sobre o tema de participação integrada entre poder público, empresários e sociedade civil. Finalmente, conclui-se o trabalho.

GESTÃO AMBIENTAL E GESTÃO INTEGRADA

O modelo de produção contemporâneo não coincide com os limites ambientais do planeta. Assunto presente nos constantes debates entre o setor produtivo, o Estado e a sociedade civil organizada é o ascendente descarte dos resíduos sólidos urbanos, que gera consequências ambientais intensas, como emissões de gases de efeito estufa, odores e contaminação da água e da terra, provocando impactos sobre a vida das pessoas.

Os preceitos que foram utilizados para a formulação dos conceitos aqui delineados se encontram relacionados com a gestão ambiental e a gestão integrada de resíduos sólidos. Estes conceitos se apóiam nas contribuições de marcos da política ambiental no Brasil, como a Resolução Conama nº 306/2002, que estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais e a Política Nacional de Resíduos Sólidos, a Lei 12305/2010.

A Gestão Ambiental

A Resolução Conama nº 306/2002 define Gestão Ambiental como a condução, direção e controle do uso dos recursos naturais, dos riscos ambientais e das emissões para o meio ambiente, por intermédio da implementação de um Sistema de Gestão Ambiental.

A gestão ambiental se tornou uma importante ferramenta estratégica, consoante com os objetivos do modelo integrado, descentralizado e participativo, de gerir uma organização. Para Moreno & Pol (1999) a gestão ambiental é aquela que incorpora os valores do desenvolvimento sustentável na organização social e nas metas corporativas da empresa e da administração pública. Integra políticas, programas e práticas relativas ao meio ambiente, em um processo contínuo de melhoria da gestão. Portanto, a gestão ambiental é a forma de gerir uma organização pública ou privada, sem prejuízos ao meio ambiente.

Para Shigunov et al. (2009), poucos pesquisadores vêm apresentando conceitos claros relativos à gestão ambiental, voltadas para a perspectiva de atendimento às normas e às leis. Reis define a gestão ambiental como rotinas e procedimentos que permitem a uma organização administrar adequadamente as relações entre suas atividades e o meio ambiente, atendendo às expectativas das partes interessadas; Reis ainda analisa a gestão ambiental, como dinâmica que objetiva identificar as ações mais adequadas ao atendimento

das imposições aplicáveis às várias fases dos processos organizacionais, desde a geração, até o descarte final, observando permanentemente os parâmetros legais (REIS, 1996, apud SHIGUNOV et al., 2009).

Outra definição publicada é a de Moreira, que afirma que para a empresa apresentar um nível mínimo de gestão ambiental tem que possuir um departamento de meio ambiente responsável pelas exigências legais e pelas indicações dos meios mais adequados para o controle do processo (MOREIRA, 2001, apud SHIGUNOV et al., 2009). Conforme Barbieri (2004) na origem da expressão “Gestão Ambiental” estão as ações governamentais para enfrentar a escassez de recursos, afirma que com o tempo outras questões estão sendo incorporadas por outros agentes e com alcances diferentes (BARBIERI, 2004, apud SHIGUNOV et al., 2009).

Shigunov et al. (2009) desenvolvem a gestão ambiental como ação eficaz entre a organização e o meio ambiente e que trata das atividades da função gerencial que determinam a Política ambiental, os objetivos e as responsabilidades e os colocam em prática por intermédio do sistema ambiental, do planejamento ambiental e do controle ambiental.

Atualmente, muitos esforços são realizados na elaboração de normas relativas aos sistemas de gestão ambiental, auditoria ambiental, rotulagem e outros processos ambientais. Programas de gestão ambiental, nos quais as organizações estabelecem e mantêm ações visando atender a seus objetivos e metas ambientais, são práticas que vêm ganhando espaço nas empresas públicas e privadas. Esses programas estão em busca da melhoria contínua para as políticas voltadas para a conservação e proteção das riquezas naturais, da prevenção e do controle da poluição, da minimização dos resíduos sólidos, do reaproveitamento de materiais recicláveis e do desenvolvimento de novas tecnologias, que minimizem possíveis impactos no meio ambiente.

Apesar dos esforços, cada vez são mais frequentes as notícias sobre desastres ambientais, aquecimento global, redução do volume de água potável e aumento da miséria, comprometendo o sucesso de sistemas e modelos econômicos convencionais. Os gestores dos serviços públicos, das organizações privadas e a sociedade civil são chamados a esse debate, para que contribuam com as transformações requeridas, construindo novos caminhos em direção a modelos que possam contemplar as demandas da sociedade e do Estado. Gestores demonstram preocupações não só com a resolução dos problemas ambientais em benefício das suas organizações, mas também com a mudança de clima e com a mitigação da degradação das riquezas naturais.

A proposta é alargar a perspectiva atual, compreender o caminho trilhado, na busca da incorporação da gestão ambiental de forma ampliada, que a associa não só às regras, normas, leis, mas também, ao reconhecimento de que os problemas ecológicos no mundo não podem ser entendidos isoladamente. Eles devem ser tratados de forma interligada e interdependente, requerendo para a sua compreensão e solução um novo tipo de comportamento ecológico.

Nessa direção, emerge um regulamento europeu que traduz a co-participação entre organizações, governos e comunidade: o Regulamento do Conselho das Comunidades

Europeias (CEE) de número 1836/93, tendo sido adotado em junho de 1993. Esta normativa possibilita a participação voluntária das empresas do setor industrial num sistema comunitário de eco-gestão e auditoria, objetiva melhorar o desempenho ambiental, buscar a conformidade das ações empresariais com a legislação ambiental e, comunicar ao público os resultados ambientais alcançados no cenário das organizações europeias. Está aberta à participação voluntária das empresas desde abril de 1995, e se encontra em constante revisão, buscando a integração do seu conteúdo com outros instrumentos, normas e políticas. Esse regulamento é chamado de Ecogerenciamento.

Orbach e Liedtke (1998) definem Ecogerenciamento como a gestão voltada para integrar as questões ambientais no processo decisório. Para esses autores, é uma área emergente, de grande importância para empresas comprometidas com seu ambiente ecológico e que inserem a variável ambiental nas suas atividades. Classificam essa definição em quatro abordagens, que diferem de acordo com as limitações impostas na sua aplicação: a econômica restrita, a econômica ampla, a ecológica restrita, além da econômica e ecológica integradas. Seu ponto de partida é uma mudança de valores na cultura organizacional.

O Ecogerenciamento sugere práticas de gestão que minimizem os impactos negativos ocasionados pela organização, em contraste com a simples adesão às normas e às regulações impostas pelo mercado ou pelo Estado. A coletânea de textos organizada por Callenbach (2000) propõe que as organizações identifiquem o que pode ser feito a fim de reduzir os impactos das suas operações junto ao meio ambiente. Os autores dos textos recomendam a sistematização de prioridades e a criação de uma estratégia de ação, para que melhorias ambientais sejam implementadas. É uma nova forma de agir, que não se subordina às ações defensivas ou reativas. Seria um comportamento ativo e criativo junto ao seu entorno.

González-Benito & González-Benito (2006) discutem sobre a complexidade dos fatores que determinam práticas ambientais no processo gerencial. Apresentam um modelo que estabelece características organizacionais, pressão dos stakeholders e fatores externos como determinantes para a proatividade ambiental das empresas. O risco ambiental do setor industrial é um dos fatores externos que determinam a adoção de ações relacionadas ao meio ambiente.

Jabbour et al. (2012) relaciona algumas das principais práticas de gestão ambiental, dentre elas “uma clara política de valorização da gestão ambiental, por meio de uma declaração precisa dos dirigentes empresariais sobre os principais aspectos e impactos ambientais gerados ...“(JABBOUR ET AL., 2012, pag. 151).

O Sistema de Gestão Ambiental (SGA) torna-se uma das alternativas utilizadas pelas empresas para diminuir impactos negativos nas suas atividades. O SGA, inserido nas Normas ABNT NBR ISO 14001, orienta as organizações a desenvolver e implementar políticas, planos e objetivos relativos aos aspectos ambientais significativos (ABNT, 2015). Para Campos e Melo (2008), a implantação de um SGA, segundo a norma ISO 14001, para as autoras a mais difundida mundialmente, “faz com que o processo produtivo seja reavaliado continuamente, refletindo na busca por procedimentos, mecanismos e padrões comportamentais menos nocivos ao meio ambiente” (CAMPOS E MELO, 2008, p.541).

A prevenção demanda identificação das origens e medidas de controle e acompanhamento, ou seja, a verificação dos aspectos e impactos ambientais. Gestores que desenvolvem políticas de prevenção de impactos ambientais negativos devem relacionar suas atividades, produtos e serviços, identificando os impactos ambientais gerados, reais ou potenciais, decorrentes de cada aspecto levantado.

Está-se falando, portanto, de um valor e de práticas que pressupõem a potencialização do conceito de gestão ambiental. Essa definição não é só voltada para a preocupação do atendimento legal, mas, sobretudo, para a incorporação de variáveis ecológicas, sociais, políticas, tecnológicas e ambientais, que ainda não estejam institucionalizadas no processo de gestão convencional.

A Gestão Integrada em Resíduos Sólidos

O processo de gestão convencional não vem dando suporte aos impactos ambientais negativos ocasionados pelo grande consumo de bens e serviços na atualidade, que geram volumes crescentes de resíduos sólidos. A gestão dos resíduos sólidos no mundo é motivo de preocupação e os países buscam, cada vez mais, o compartilhamento das ações entre o poder local, organizações e a sociedade civil organizada.

A gestão dos resíduos sólidos inclui a redução de resíduos na fonte, papel da sociedade, além do reaproveitamento, da coleta seletiva com inclusão de catadores de materiais recicláveis, que podem ser reaproveitados como insumo pela indústria, na inclusão produtiva e no ciclo contínuo de materiais. Desta forma, a gestão, baseada em uma abordagem integrada e sistêmica, estruturada no princípio da preservação ambiental fundamenta a gestão integrada de resíduos sólidos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, a Lei 12305/2010 define gestão integrada de resíduos sólidos como conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável. Entre os Princípios da PNRS se encontra a cooperação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e demais segmentos da sociedade (Brasil, 2010).

Desta forma, fica claro que a PNRS, resultado de décadas de debates, exige legalmente a ação de cooperação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e segmentos da sociedade organizada, representando os usuários. Fica destacada a gestão integrada no art. 25, seção I, do Capítulo III, quando indica a coletividade, o poder público e o setor empresarial como os responsáveis pela efetividade das ações voltadas para assegurar qualidade adequada aos serviços. A PNRS aponta pessoas físicas ou jurídicas como co responsáveis junto aos gestores públicos, pelo conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, considerando-se as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com Controle Social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (Brasil, 2010).

Esse Marco Regulatório também busca reforçar e incentivar o consumo consciente e o combate ao desperdício. Estimula, além do controle social, a pesquisa e as tecnologias

sustentáveis. Reconhece também a ação dos catadores de materiais recicláveis, como a força motriz da coleta seletiva, seja ela de caráter formal ou não.

Para Marchi (2015), os marcos regulatórios relativos ao saneamento básico revelam novas questões que requerem estudos e pesquisas específicos. É imperioso fazer cumprir a Lei, cuja discussão tem enfatizado a importância do planejamento, incluindo medidas que fortaleçam os governos locais, o que vai exigir mecanismos de gestão que garantam o poder das autoridades locais e comunidades em um esforço de diálogo e cooperação. Para a autora, diferentes instrumentos de gestão integrada e participativa vêm sendo tomados no processo de estruturação dos serviços de saneamento básico, que apresentam graus de adesão diferentes, a depender da compreensão dos atores envolvidos, das respostas às demandas e da predisposição dos governos locais de compartilhar suas decisões.

Mesmo com suporte legal e predisposição dos governos locais para compartilhar suas decisões, a busca para a melhoria da qualidade de vida das cidades não cabe unicamente ao Estado, ela deve ser partilhada por todos, inclusive pelos usuários dos serviços públicos de saneamento básico. Cabe a estes, comportamento adequado no uso da água, no despejo correto do esgoto doméstico, no descarte dos resíduos e, na não geração, redução, reutilização e reciclagem. Além disso, exercerem o controle social como usuários ou de forma conjunta, estimulados e envolvidos na discussão das políticas que afetam a vida coletiva.

Diante do deplorável quadro apresentado nas estatísticas sanitárias, especialmente em áreas pobres das cidades baianas, as atividades de todos responsáveis pela efetividade das ações voltadas para assegurar qualidade adequada aos serviços de saneamento se configuram de grande valor.

Com maior espaço e melhor articulação entre os atores que discutem, elaboram, implementam, executam e utilizam as políticas públicas aprofunda-se a questão da participação e da integração, ou seja, todos trabalhando nas diversas esferas, utilizando as técnicas apropriadas para cada território no propósito de aprimoramento dos serviços públicos coletivos.

MÉTODOS UTILIZADOS

O estudo caracteriza-se como descritivo simples, de cunho bibliográfico.

A primeira etapa, a coleta de dados, foi alcançada por meio de informações junto à biblioteca eletrônica SCIELO Brasil (<http://www.scielo.com/>), utilizando descritores relacionados com a gestão dos resíduos municipais no Brasil e com compartilhamento do manejo dos resíduos sólidos urbanos no período entre 2003 a 2015. O levantamento de informações aconteceu durante os meses de fevereiro e março de 2016. Foram encontrados doze artigos publicados.

A segunda etapa foi desenvolvida junto ao material coletado, através de leitura individual de cada artigo e da sua análise como fonte de estudo. Como limitação, destacamos o fato de alguns trabalhos não possuírem uma satisfatória ligação com a temática selecionada. Na terceira etapa, foi realizada a categorização por linhas de convergência junto à gestão integrada de resíduos sólidos municipais vinculada ao poder público, aos empresários e à

população. Finalmente, a quarta e última etapa foi a da construção do quadro análise, que abrangeu quatro estudos de caso, eleitos como pertinentes ao objetivo deste artigo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este trabalho toma como premissa a gestão integrada de resíduos sólidos como uma questão de sobrevivência, tanto para a sustentabilidade do meio ambiente quanto das instituições e organizações que o cercam. Não se pode pensar em gestão integrada sem a participação do poder público, desempenhando suas atribuições na coleta, disposição de equipamentos públicos adequados, inclusive para recolher materiais recicláveis e reutilizáveis, apoio às cooperativas e organizações que trabalhem para a melhoria contínua do processo de reciclagem, reuso ou incentivo à redução de resíduos. Aos empresários cabe discernir que alguns tipos de resíduos são oportunidades de negócios e que investimentos voltados para o reaproveitamento de resíduos podem fornecer aos seus negócios retorno financeiro, valorização e status para suas empresas. Finalmente, à população cabe desempenhar papel ativo na gestão, exercer atitudes cívicas, separar os resíduos e encaminhá-los para o descarte apropriado nos equipamentos disponibilizados. Esta seria a situação perfeita. Esta é uma situação factível.

O Brasil possui normatização adequada para a tomada deste roteiro cívico, onde a cidadania permeia um cenário formado por diversos atores que contribuem com atitudes de interesse público. A situação do descarte dos resíduos no Brasil não pode continuar como está. Segundo o Sistema Nacional de Informações de Saneamento – SNIS do ano de 2014, somente 35,1% dos 3765 municípios participantes da pesquisa possuem coleta seletiva. Necessário destacar que 94,1% do manejo dos resíduos sólidos urbanos no Brasil se encontram nas mãos das prefeituras (BRASIL, 2016). Pela Lei 12305/2010 cabe às prefeituras estímulo a elaboração de planos integrados de gerenciamento que incorporem: a) Programa Municipal de Gerenciamento, para geradores de pequenos volumes; b) Projetos de Gerenciamento em obra, para aprovação dos empreendimentos dos geradores de grandes volumes.

Esses projetos devem caracterizar os resíduos e indicar procedimentos para triagem, acondicionamento, transporte e destinação. Mas, pode o poder público realizar sozinho a tarefa de desenvolver planos integrados de gerenciamento? A parcela de responsabilidade de cada um dos agentes está sendo verificada? É importante observar como vem se dando a gestão dos resíduos nos municípios e como esse processo vem sendo analisado pela academia, no intuito de levantar a predominância de práticas.

A pesquisa científica é uma atividade social que reflete o momento pela ótica do exame, do debate, da apreciação. Esta análise tem importância na formação e na eficiência gerencial desta vertente do saneamento básico.

Partindo desta constatação e considerando a importância de uma gestão de resíduos sólidos compartilhada, foi realizado o levantamento de um conjunto de publicações que contivessem vivências ilustrativas da integração de diversos atores na gestão de resíduos.

O quadro 1.0 apresenta os achados relativos aos artigos publicados entre os anos 2003 a 2015, da biblioteca virtual Scielo / Brasil, que se referiam ao tema proposto:

Título da Publicação e Nome do Autor	Lócus e Ano da Pesquisa	Situação Encontrada	Ações/ Proposições	Aspectos Gestão Integrada
Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Tarumã e Teodoro Sampaio – SP Diana da Cruz Fagundes	São Paulo: Tarumã 2009	Inexistência de pesagem periódica dos caminhões de coleta, dificultando a precisão sobre volume de resíduos sólidos gerados.	Resíduos sólidos destinados à Usina de Triagem e Compostagem, passam por processo de separação, para serem reintroduzidos no processo industrial, permitindo a reciclagem e/ou transformação em um novo produto.	Poder Público: regularizou área para aterro e implantou Usina de Triagem População: separação para reciclagem Empresas: nenhuma ação descrita
Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Tarumã e Teodoro Sampaio – SP Diana da Cruz Fagundes	São Paulo: Teodoro Sampaio 2009	Inexistência de pesagem periódica dos caminhões de coleta, dificultando a precisão sobre volume de resíduos sólidos gerados. Ausência da cobrança dos serviços junto a população.	Lei Municipal Complementar nº 21 de outubro de 2006 dispôs o Plano Diretor do Município. Elaborado projeto para implantação da coleta seletiva	Poder Público: regularizou área para aterro e adoção de medidas para implantação de Usina de Triagem População: nenhuma ação Empresas: nenhuma ação
Site do trabalho: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132009000200011				
Resíduos da construção civil em Salvador: os caminhos para uma gestão sustentável Gardênia de Azevedo et al	Bahia: Salvador 2006	220 pontos de descarte clandestino com consequente malefícios à saúde e ao meio ambiente.	Projeto Municipal de Gestão Diferenciada de Entulho (2002)	Poder Público: nenhuma ação descrita, implementação de Projeto Municipal População: nenhuma ação Empresas: nenhuma ação
Site do trabalho: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000100009				
Por um gerenciamento de riscos integrado e participativo na questão dos agrotóxicos Carlos Machado de Freitas Illona Maria de Brito Sá	São Paulo: Paulínia 2003	Contaminação por resíduos agrotóxicos por antiga fábrica da Shell Química do Brasil deixa exposta uma comunidade. A concentração de organoclorados no lençol freático estava até 16 vezes acima do limite permitido.	Plano de gerenciamento de riscos ambientais de curto prazo proposto pela Cetesb (Companhia Estadual de Meio Ambiente)	Poder Público: retirada de 1200 toneladas de solo contaminado População: nenhuma ação Empresas: nenhuma ação
Site do trabalho: http://books.scielo.org/id/sg3mt/pdf/peres-9788575413173-12.pdf				

Quadro 1.0 Análise de Publicações Científicas Scielo Brasil relacionadas com a Gestão de Resíduos Sólidos – Período 2003 a 2015

Fonte: Elaboração da autora

Todos os artigos pesquisados foram publicados antes da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), ou seja, antes de agosto do ano de 2010. Todos alertam para a tendência de crescimento da geração de resíduos e reconhecem a importância do gerenciamento adequado para a minimização dos resíduos gerados.

É importante lembrar que os conteúdos tratados nesta Política vinham sendo discutidos há muitos anos. No ano de 2004, o Ministério do Meio Ambiente discutiu sugestões relacionadas às diretrizes gerais aplicáveis aos resíduos sólidos no País, com posterior apresentação de uma proposta para a PNRS, que em 02 de agosto de 2010 foi aprovada.

A PNRS deixa clara a responsabilidade de todos no gerenciamento dos resíduos, quer seja das prefeituras, da iniciativa privada ou do cidadão. Neste sentido, houve um grande avanço do legislador quando traz todos os atores para a responsabilização da preservação e cuidados com o meio ambiente, já que todos dependem dele para a sua sobrevivência. Assim, a carga de responsabilidade para o Estado não é exclusiva e sim compartilhada.

Nas análises realizadas dos artigos selecionados, percebe-se no estudo de caso de Fagundes (2009), o mais recente, que as ações ligadas ao gerenciamento dos resíduos se encontram analisadas sob a perspectiva de ações compartilhadas, voltadas para o envolvimento dos “ mais variados setores públicos, privados e segmentos organizados da sociedade civil” (FAGUNDES, 2009, p. 161). A autora afirma que os catadores de materiais recicláveis são parte importante no gerenciamento de resíduos já que contribuem para o aumento da vida útil dos aterros sanitários, apesar de não receberem o devido apoio da

administração pública. Para a autora:

É preciso, portanto, inserir esses catadores num programa de coleta seletiva que considere a importância de sua contribuição no gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos (FAGUNDES, 2009, p.161).

Infere-se que a autora, embora não explicito no artigo, considera de grande valor a segregação na fonte feita pelos cidadãos. Desta maneira, os catadores de materiais recicláveis poderiam dar prosseguimento a um trabalho de forma segura e produtiva. A participação da sociedade, de forma indireta é valorizada no artigo. Entretanto, as análises não apresentam desdobramento de ações que descrevam apoio ao gerenciamento compartilhado.

Neste mesmo artigo, a autora descreve o estudo de caso do município de Teodoro Sampaio, também localizado no estado de São Paulo. O poder público regulariza a área do aterro sanitário e projeta a implantação de uma usina de triagem. Porém, não são exploradas alternativas de como deveria ocorrer o desenvolvimento das ações entre a prefeitura, a população e/ou empresários, compartilhando responsabilidade no funcionamento da usina de triagem.

Nos artigos publicados nos anos de 2006 e 2003, em Salvador, estado da Bahia e Paulínia no estado de São Paulo, respectivamente, os autores descrevem o gerenciamento dos resíduos da construção civil e de agrotóxicos, ressaltando a importância da participação empresarial e da sociedade.

No estudo de 2006, apesar dos autores mencionarem projeto de gestão diferenciada e caminhos para uma gestão sustentável dos resíduos da construção civil em Salvador, o aspecto tratado é no campo da técnica, a perspectiva da responsabilização de vários atores não é abordada.

Entretanto, algumas vezes, o tema de participação empresarial pode ser vislumbrado quando os autores sugerem medidas possíveis para melhoria da gestão, como implantar “... Projeto de Gestão Diferenciada de Entulho, viabilizar recursos ou incentivar a iniciativa privada a implantar usinas de reciclagem; passar a exigir mais de quem faz obras/reformas de controle nas obras aprovadas pela Prefeitura” ou em medidas de caráter social, incentivando a “redução do desperdício na obra, treinamento da mão-de-obra com ênfase nesse enfoque” (AZEVEDO et al, 2006, p. 71). Nota-se que, durante as análises realizadas, a abordagem dos autores sobre a gestão dos resíduos está mais direcionada para ganhos técnicos, econômicos e ambientais. A responsabilização dos diversos segmentos envolvidos não é citada.

No estudo de caso relativo ao município de Paulínia, a participação da sociedade é mencionada algumas vezes. Entretanto, a conotação utilizada é a de prevenção de riscos do despejo inadequado de resíduos agrotóxicos. Os autores tratam do “desenvolvimento de estratégias de gerenciamento de riscos que considere tanto a questão da participação da sociedade quando da vulnerabilidade” (FREITAS & SÁ, 2003, p. 233). Algumas vezes, os autores sugerem aumentar o diálogo entre governo e sociedade na área da saúde, com

o propósito de “... criar mecanismos pelos quais a sociedade possa chegar às decisões e adotar ações úteis, ainda que estas possam ser menos do que o que possa ser considerado ‘objetivamente’ ideal” (FREITAS & SÁ, 2003, p. 241). Levantam a problemática sobre a vulnerabilidade institucional e da fragilidade do sistema interinstitucional,

No estudo de Marchi & Santana (2018) ações são discutidas visando melhorar as condições de trabalho dos catadores de materiais reciclados. Os autores propõem ao poder público implementações das seguintes iniciativas: construção de ecopontos administrados por cooperativas de catadores de materiais recicláveis, disponibilização de carros elétricos facilitando a coleta dos resíduos nas ruas, substituição de caminhões coletores com chassis únicos por caminhão baú e construção de usina para classificação, triagem, reciclagem e comercialização por cooperativas de catadores de materiais recicláveis.:

De um modo geral, a implementação de decisões requer diversas ações, em uma variedade de circunstâncias, envolvendo órgãos públicos de diferentes setores e em vários níveis (federal, estadual e municipal), empresas, trabalhadores, comunidades locais, ONGs. Entretanto, para que isto seja possível, torna-se fundamental reverter o quadro de ‘vulnerabilidade institucional’ e construir maior ‘confiança’ entre as partes. É necessário superar um sistema interinstitucional altamente fragmentado, que têm como tarefa proteger a saúde e o meio ambiente, acabando por ignorar a interdependência dos componentes ambientais e de saúde. (FREITAS & SÁ, 2003, p. 242).

Neste artigo o grau de colaboração entre o governo, as empresas e as organizações não governamentais é citado como uma escolha de maior legitimidade para a proposição de um modelo de avaliação de risco. Os autores chamam a atenção para a participação das partes afetadas, interessadas e responsáveis pelo problema, não só econômicos, mas também sociais e políticos, visando mitigar o problema vinculado aos agrotóxicos.

Apesar das abordagens onde todos os atores são envolvidos, como propostos pela PNRS, os trabalhos analisados não sugerem articulações de todos os protagonistas no sentido de responsabilização dos danos ocasionados e que impactam de forma negativa o meio ambiente. As proposições em sua maioria são dirigidas ao poder público, trazendo, de certa forma, um maior ônus a este segmento.

De forma geral, nos resultados encontrados percebe-se que uma maior obrigação é atribuída ao Poder Público. Em geral as empresas e sociedade são mencionadas como co-participantes do processo de resolução de conflitos técnicos, ambientais e de saúde. Os encargos destes segmentos, por vezes, são apontados de forma fragmentada.

CONCLUSÃO

O objetivo deste trabalho foi verificar se trabalhos científicos publicados nos últimos anos pela biblioteca Scielo Brasil, que tratam as abordagens, os conceitos e as propostas para a gestão dos resíduos sólidos em municípios brasileiros, se encontram dentro da gestão ou do gerenciamento integrado conforme propõe a Lei 12305/2010.

Os achados permitiram entender o cenário das dificuldades e limitações de discorrer

sobre ações integradas entre o Estado, os empresários e os cidadãos. No estudo de caso mais recente, o de 2009, realizado no município de Tarumã, equipamentos como aterro sanitário e usina de triagem e compostagem foram destacados. A usina de triagem traz na sua concepção conceitos ligados ao incentivo da separação dos resíduos pela população. Nos outros casos analisados nenhuma responsabilização é levantada para os segmentos da população e das empresas. Relembra-se que todos os artigos foram escritos antes da promulgação da PNRS.

Muito há de ser trilhado para que o conceito de responsabilização de todos, inserido na gestão integrada, seja incorporado, de forma conjunta e refletidos na produção acadêmica.

Na atualidade, permanecem obstáculos estruturais e de gestão que impedem avanços adicionais das ações voltadas para uma efetiva gestão integrada, conforme preconiza a Lei.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Introdução à ABNT NBR ISO 14001:2015. Disponível em: <http://abnt.org.br/publicacoes2/category/146-abnt-nbr-iso-14001?download=396:introducao-a-abnt-nbr-iso-10014-2015>. Acesso em: 10 set 2017.

AZEVEDO, Gardênia Oliveira David de; KIPERSTOK, Asher; MORAES, Luiz Roberto Santos. Resíduos da construção civil em Salvador: os caminhos para uma gestão sustentável. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 65-72, Mar. 2006. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000100009&lng=en&nrm=iso>. access on 18 Mar. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522006000100009>.

BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA nº 306, de 5 de julho de 2002. Estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=306> Acesso em 10 set 2017.

_____. Lei n. 12.305 – 02 ago (2010). Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm Acesso em 06/02/2011.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014. – Brasília: MCIDADES.SNSA, 2016.

CALLENBACH, E. (Org.) EcoManagement: the Elmwood guide to Ecological Auditing and Sustainable Business. Berkeley: Elmwood Institute, 2000. ISBN13: 9781881052272.

CAMPOS, Lucila Maria de Souza; MELO, Daiane Aparecida de. Indicadores de desempenho dos Sistemas de Gestão Ambiental (SGA): uma pesquisa teórica. Prod., São Paulo, v. 18, n. 3, p. 540-555, Dec. 2008. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-65132008000300010&lng=en&nrm=iso>. access on 28 May 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-65132008000300010>

FAGUNDES, Diana da Cruz. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em Tarumã e Teodoro Sampaio - SP. Soc. nat. (Online), Uberlândia, v. 21, n. 2, p. 159-179, Aug. 2009. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132009000200011&lng=en&nrm=iso>. access on 18 Mar. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1982-45132009000200011>.

FREITAS, CM., and SÁ, IMB. Por um gerenciamento de riscos integrado e participativo na questão dos agrotóxicos. In: PERES, F., and MOREIRA, JC., orgs. É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente [online]. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 211-250. ISBN 85-7541-031- 8. Available from SciELO Books <http://books.scielo.org>.

GONZÁLEZ-BENITO, J.; GONZÁLEZ-BENITO, Ó. A Review of Determinant Factors of Environmental Proactivity. *Business Strategy Environment*, v.15, p.87-102, 2006.

JABBOUR, Charbel José Chiapetta et al. "Verdes e competitivas?": a influência da gestão ambiental no desempenho operacional de empresas brasileiras. *Ambient. soc.*, São Paulo, v. 15, n. 2, p. 151-172, ago. 2012. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2012000200009&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em 11 maio 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2012000200009>.

LOGAREZZI, A. Educação ambiental em resíduo: uma proposta de terminologia. In: *Consumo e Resíduo: fundamentos para o trabalho educativo*. São Carlos: EdUFSCar, 2006. 216 p.

MARCHI, Cristina Maria Dacach Fernandez. Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. *urbe, Rev. Bras. Gest. Urbana*, Curitiba, v. 7, n. 1, p. 91-105, Apr. 2015. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-33692015000100091&lng=en&nrm=iso>. access on 18 Mar. 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.007.001.AO06>

MARCHI, Cristina Maria Dacach Fernandez & SANTANA, Joilson S. *Projetos Sociais e Ambientais para o Fortalecimento dos empreendimentos econômicos Solidários de catadores de materiais recicláveis*. In: MARCHI, Cristina Maria Dacach Fernandez. *Gestão dos Resíduos Sólidos: conceitos e perspectivas de atuação*, 1. ed., Curitiba: Appris Ltda, 2018.

MORENO, E.; & POL, E. *Nociones psicosociales para la intervención y la gestión ambiental*. Barcelona: Publicacions Universitat de Barcelona, 1999.

ORBACH, T.; LIEDTKE, C. *Eco-Management Accounting in Germany Concepts and practical Implementation*. Final Report for the Project: "Management Accounting and Environmental Management: Towards the Sustainable Enterprise". Sponsored by the Nederlandse Organisatie voor Wetenschappelijk Onderzoek NOW. Nr. 88. November 1998; ISSN 0949-5266.

REGULAMENTO (CEE) N.º 1836/93 DO CONSELHO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS de 29 de Junho de 1993. Disponível em: http://gestao-ambiental.dashofer.pt/library/6512bd43d9caa6e02c990b0a82652dca11/ext_data/Regulamento%20CE%201836_1993.pdf Acesso em 08 set 2017

SHIGUNOV N. A.; CAMPOS, L. M. S.; SHIGUNOV, T. *Fundamentos da Gestão Ambiental*. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2009.

GESTÃO INTEGRADA E SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E SUA IMPORTÂNCIA NO CONTROLE DO *Aedes aegypti* E DE ARBOVIROSES NO BRASIL

Data de aceite: 17/06/2020

Data de submissão: 05/03/2020

Luiz Roberto Santos Moraes

Escola Politécnica da Universidade Federal da
Bahia
Salvador-Bahia
<http://lattes.cnpq.br/1754614469917208>

RESUMO: O manejo inadequado dos resíduos sólidos tem contribuído no Brasil para o armazenamento de água em vasilhames descartados no ambiente facilitando a reprodução do mosquito *Aedes aegypti*, principal transmissor de arboviroses. O capítulo, baseado em revisão bibliográfica integrativa e crítica, apresenta o modelo conceitual e a importância da Gestão Integrada e Sustentável dos Resíduos Sólidos Urbanos (GISRSU) em tempos de proliferação do mosquito *Aedes aegypti*, visando contribuir para evitar ou reduzir o impacto negativo das arboviroses transmitidas por esse inseto vetor no País.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos Sólidos Urbanos; Gestão Integrada e Sustentável; *Aedes aegypti*; Arboviroses.

INTEGRATED AND SUSTAINABLE
MANAGEMENT OF URBAN SOLID WASTE
AND ITS IMPORTANCE IN THE CONTROL
OF *Aedes aegypti* AND ARBOVIROSES
IN BRAZIL

ABSTRACT: The inadequate management of solid waste has contributed in Brazil to the storage of water in containers discarded in the environment, facilitating the reproduction of the *Aedes aegypti* mosquito, the main transmitter of arboviruses. The chapter, based on an integrative and critical bibliographic review, presents the conceptual model and the importance of Integrated and Sustainable Management of Urban Solid Waste in times of proliferation of the *Aedes aegypti* mosquito, aiming to contribute to avoid or reduce the negative impact of arboviruses transmitted by this vector insect in the country.

KEYWORDS: Urban Solid Waste; Integrated and Sustainable Management; *Aedes aegypti*; Arboviruses.

1 | INTRODUÇÃO

Arboviroses são doenças causadas por arbovírus (de *arthropod borne virus*), que compreendem todos os vírus transmitidos ao homem por artrópodes, ou seja, por insetos e aracnídeos. O vírus da dengue e

o Zika vírus também são arbovírus, assim como a febre chikungunya e a febre amarela são arboviroses.

Os casos de arboviroses que tem acontecido no Brasil e sua transmissão pelo mosquito *Aedes aegypti* tem conduzido a comunidade científica a aprofundar estudos e pesquisas científicas, visando conhecer melhor tal relação, bem como mostrar à população e às autoridades, a necessidade do manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos como uma importante ação que tem como objetivos contribuir para a salubridade ambiental e para o controle ambiental e eliminação de criadouros do referido mosquito.

Segundo Fundação Nacional de Saúde (2015), os resíduos sólidos constituem importante problema sanitário quando não manejados adequadamente e as medidas adotadas para seu manejo adequado têm, sob o aspecto sanitário, objetivo comum a outras medidas de saneamento básico, como prevenir e controlar doenças a eles relacionadas e promover saúde. Publicação da Organização Pan-Americana da Saúde também considera que o manejo adequado dos resíduos sólidos resulta na redução de 90% das moscas, 65% dos ratos e 45% dos mosquitos (OPS, 1962), apresentando a relação entre *Aedes aegypti* e as arboviroses.

Uma multiplicidade de determinantes favorece a proliferação do mosquito transmissor das arboviroses, o *Aedes aegypti*, tais como: fatores climáticos; urbanização desorganizada; crescimento populacional; e condições socioeconômicas (MENDONÇA; SOUSA; DUTRA, 2009).

Outros aspectos importantes que podem agravar a situação são: o acondicionamento inadequado dos resíduos sólidos; e a falta ou precariedade de serviços públicos saneamento básico, incluindo a ausência ou a inadequada coleta de resíduos sólidos e o abastecimento intermitente de água (TAUIL, 2002; COELHO, 2008; CAREGNATO *et al.*, 2008). Assim, a população passa a ser obrigada a armazenar água em diferentes tipos de recipientes/reservatórios no interior de suas residências, porém sem realizar sua limpeza adequada e sem tapar de forma correta esses reservatórios, contribuindo para a proliferação do *Aedes aegypti* (FLAUZINO; SANTOS; OLIVEIRA, 2011).

Com relação aos resíduos sólidos, a população convive com a ausência ou com coleta irregular e acaba descartando os resíduos de maneira equivocada, nos próprios quintais ou nas ruas, impactando negativamente o ambiente e gerando riscos para as pessoas (BRASIL, 2004).

O crescente consumo de produtos descartáveis, como garrafas de *polietileno tereftalato* (PET), copos plásticos e sacolas, leva as pessoas a gerarem maiores quantidades de resíduos sólidos. Isso pode repercutir na questão das arboviroses, pois esses produtos são potenciais criadouros do vetor, principalmente quando não acondicionados de maneira correta. A elevada fabricação e comercialização de automóveis, leva ao aumento da produção de pneus, quando após utilização são, na maioria das vezes, lançados em terrenos baldios e logradouros públicos, colaborando com o agravamento da doença (TAUIL, 2002).

Diante do exposto, percebe-se a relação entre a proliferação de *Aedes aegypti*, mosquito vetor de arboviroses, e alguns fatores socioambientais, dentre eles, o manejo adequado dos

resíduos sólidos urbanos, aspecto a ser tratado neste capítulo.

O presente capítulo tem como objetivo apresentar a importância da Gestão Integrada e Sustentável de Resíduos Sólidos Urbanos (GISRSU) em tempos de proliferação do mosquito *Aedes aegypti* e a transmissão de arboviroses, já que, como referido acima, mais de 90% das cidades do País encontram-se infestadas por este vetor.

2 | MATERIAL E MÉTODO

Trata-se de um estudo descritivo, do tipo revisão bibliográfica integrativa e crítica, sobre a produção técnico-científica e pesquisa documental relacionadas aos resíduos sólidos urbanos, ao mosquito *Aedes aegypti* e às arboviroses. Este método permite a síntese de estudos publicados e possibilita conclusões gerais à respeito de uma particular área de estudo.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 A situação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) nas cidades brasileiras e sua relação com a proliferação do *Aedes aegypti*

Segundo Abrelp (2019), em 2018, foram geradas no Brasil 79 milhões de toneladas de RSU, sendo 92,01% coletadas (N-81,31%, NE-81,08%, CO-93,78%, SE-98,00% e S-95,46%). Assim, 6,3 milhões de toneladas de resíduos não foram recolhidas junto aos locais de geração, sendo que 43,3 milhões de toneladas (59,5%) dos RSU tiveram destinação em aterros sanitários e o restante (29,5 milhões de toneladas ou 40,5%) lançado/depositado em locais inadequados (lixões ou aterros controlados) por 3.001 municípios, gerando degradação do meio ambiente e impacto negativo na saúde das pessoas.

Já segundo o Snis 2018, dos 5.570 municípios brasileiros, foram obtidas respostas válidas para o diagnóstico de manejo de resíduos sólidos urbanos de 3.468 municípios, apresentando uma cobertura de 98,84% da população urbana atendida com serviço público de coleta de resíduos sólidos domiciliares (sem avaliar a qualidade de seu atendimento), o que resulta em um déficit de aproximadamente 2,2 milhões de pessoas da população urbana ainda não atendida pela coleta, sendo 17,5% no Norte, 43,4% no Nordeste, 4,3% no Centro-Oeste, 25,9% no Sudeste e 8,9% no Sul, quando distribuído por macrorregião do País (BRASIL, 2019). Os resíduos sólidos domiciliares gerados por essa população ainda não atendida pelo serviço público de coleta estão sendo descartados/lançados no ambiente das cidades.

Qualquer recipiente que possa acumular água, mesmo que em pequena quantidade, pode virar um criadouro do mosquito *Aedes aegypti*. E nas regiões Norte, Sul e Centro-Oeste do País, os resíduos sólidos são o principal criadouro do *Aedes aegypti* (BRASIL, 2016).

Segundo dados do Levantamento de Índice Rápido de Infestação por *Aedes aegypti* (LIRAA), o Centro-Oeste do País concentra nos resíduos sólidos 43,8% dos criadouros do

mosquito transmissor da dengue. Já na Região Norte, esse número chega a 52,4% dos criadouros. E o Sul concentra nos resíduos sólidos 50,1% dos criadouros. No Sudeste, os depósitos domiciliares, como calhas e pratos de vasos de planta, representam 55,7% dos criadouros do *Aedes aegypti*. O Nordeste concentra na água armazenada 75,3% dos criadouros. Assim, manejar de forma adequada os resíduos sólidos e manter os depósitos de água tampados são medidas que evitam a proliferação do mosquito *Aedes aegypti* (BRASIL, 2016).

3.2 Uso de uma escala de diferentes opções de manejo de resíduos sólidos urbanos

Torna-se importante, o desenvolvimento do conceito de gestão integrada e sustentável de resíduos sólidos urbanos (GISRSU), que deve compreender quatro elementos fundamentais a:

- integração de todos os protagonistas no sistema municipal de resíduos sólidos;
- integração de todos os elementos da cadeia dos resíduos sólidos;
- integração dos aspectos técnicos, ambientais, sociais, institucionais e políticos para assegurar a sustentabilidade do sistema; e
- relação da problemática dos resíduos sólidos com outros sistemas urbanos, tais como drenagem de águas pluviais, esgotamento sanitário, recursos hídricos, abastecimento de água e saúde pública (PMPA; CNUAH; IPES, 2000).

Para um entendimento mais aprofundado da ideia que sustenta a proposição desse conceito, pode-se analisar o significado e os desdobramentos das expressões *sistema integrado*, *sistema sustentável* e *serviço integrado*.

Um *sistema integrado* é aquele que:

- utiliza as distintas, porém complementares, atividades de manejo de resíduos sólidos, considerando as diferentes escalas da cidade (domicílio, bairro, cidade);
- envolve todos os atores da área, sejam governamentais ou não, formais ou informais, lucrativos ou não, entre outros;
- considera interações entre sistemas de manejo de resíduos sólidos e outros sistemas (ex.: drenagem pluvial urbana, esgotamento sanitário).

Trata-se, portanto, de um sistema de ciclo fechado que, porém, é parte de um sistema maior e interage com outros, mantendo o equilíbrio sistêmico.

Um *sistema sustentável* é entendido como aquele que se adequa às condições locais em vários aspectos, como o técnico, social, econômico, financeiro, institucional e ambiental e é capaz de se autossustentar no tempo, sem comprometer os recursos de que necessita para operar, salvaguardando o atendimento às necessidades das gerações futuras, e também sem reduzir os benefícios que proporciona.

Por *serviço integrado* entende-se aquele que apresenta as seguintes características: uso de uma escala de diferentes opções de coleta e tratamento; compromisso e participação de todos os protagonistas urbanos; interações entre o sistema de manejo de resíduos sólidos

e outros sistemas relevantes; e enfoque interdisciplinar.

A gestão de resíduos sólidos urbanos é ampliada da coleta tradicional e dos sistemas de disposição para um sistema que inclua, entre outros, a não geração, a redução da geração e a recuperação de resíduos. A hierarquia de gestão de resíduos sólidos, que prioriza as diferentes opções de manejo, pode ser usada como guia geral: não geração de resíduos na fonte; redução de resíduos na fonte; reutilização; reciclagem; tratamento; e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A minimização é um novo procedimento que, ao focalizar como ponto principal a redução da quantidade ou da toxicidade do resíduo na fonte geradora, permite abordar, de forma simultânea, a prevenção dos riscos ambientais gerados pelos resíduos e a prevenção e o controle da poluição ambiental que os resíduos acarretam.

Reduzir os resíduos na fonte geradora significa pensar nos resíduos antes mesmo que sejam gerados, ou seja, buscar formas de não gerá-los e de combater o desperdício.

Sobre a nova visão da gestão de resíduos sólidos urbanos, Moraes (2000) considera que as alternativas de solução passam pela adoção de modelos integrados e sustentáveis, que considerem o momento da geração dos resíduos, passando pela maximização de seu reaproveitamento e reciclagem, até o processo de tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. O autor faz referência à necessidade de mudança das práticas atuais de manejo, pautada na coleta, no transporte e na destinação final, para as que privilegiam a não geração, a minimização da geração, o reuso e a reciclagem desses resíduos (Figura 1).

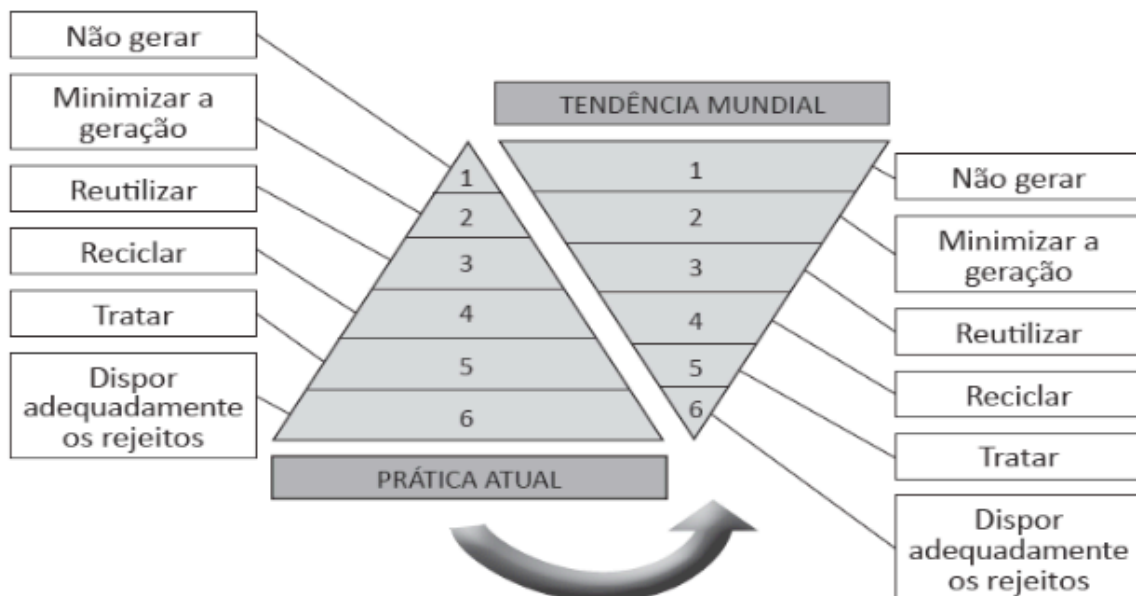


Figura 1. Mudança de paradigma na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos

3.3 Compromisso e participação de todos os protagonistas urbanos

O compromisso dos protagonistas urbanos nos processos de planejamento e

implementação é vital para o estabelecimento de uma GISRSU. Isso porque, primeiro, tal compromisso amplia a consciência pública, tão necessária para melhorar a qualidade do ambiente urbano, em especial nas áreas onde reside a população pauperizada; segundo, porque a população, o serviço municipal e o setor privado podem ser complementares entre si e produzir, assim, um sistema eficiente e efetivo para a GISRSU; e terceiro, porque a participação da população e de cooperativas ou pequenas e microempresas podem gerar trabalho, emprego e renda, além de contribuir para reduzir a pobreza.

Esse compromisso incorpora quatro dos princípios da promoção da saúde: o empoderamento; a governança; a participação social; e a equidade. Nesse caso, enseja a distribuição do poder na sociedade e o exercício do poder com o outro, possibilita a interação entre governo e sociedade civil, fortalece o protagonismo cidadão na formulação, implementação, acompanhamento e avaliação da política pública em questão, de modo que as necessidades de indivíduos e comunidades sejam os parâmetros orientadores dessa política, contribuindo assim para seu controle e sua eficiência, com reflexos positivos sobre a qualidade de vida e a justiça social.

3.4 A Política Nacional e os Sistemas Integrados e Sustentáveis de Resíduos Sólidos

No Brasil, após quase duas décadas de discussão, foi promulgada a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), cujos objetivos são, entre outros:

- a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental;
- a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento de resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;
- o estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços;
- a adoção, o desenvolvimento e o aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
- o incentivo ao uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados;
- a gestão integrada de resíduos sólidos;
- a prioridade, nas aquisições governamentais, de produtos recicláveis e reciclados;
- a integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010a).

Essa lei, ao estabelecer a classificação dos resíduos, define os resíduos sólidos reversos, que são os resíduos restituíveis, por meio da logística reversa, visando ao seu tratamento e reaproveitamento em novos produtos, na forma de insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos. Em seus termos, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos tem por objetivo:

- promover o aproveitamento de resíduos sólidos, direcionando-os para a sua ca-

deia produtiva ou para outras cadeias produtivas;

- reduzir a geração de resíduos sólidos, o desperdício de materiais, a poluição e os danos ambientais;
- incentivar a utilização de insumos de menor agressividade ao meio ambiente e de maior sustentabilidade;
- compatibilizar interesses entre os agentes econômicos e sociais e os processos de gestão empresarial e mercadológica com os de gestão ambiental, desenvolvendo estratégias sustentáveis;
- estimular a produção e o consumo de produtos derivados de materiais reciclados e recicláveis;
- propiciar que as atividades produtivas alcancem eficiência e sustentabilidade;
- incentivar as boas práticas de responsabilidade socioambiental (BRASIL, 2010a).

A logística reversa (LR) está diretamente envolvida com processos de redução, reuso e reciclagem, tentando minimizar, o quanto possível, a quantidade de rejeitos a ser disposta em aterros sanitários. A LR preza pelo trabalho de retorno da estrutura física dos produtos ou de suas embalagens, associada a um fluxo informacional permanente em que as empresas e consumidores estejam comprometidos em criar canais de seleção, reuso e reciclagem dos materiais após o seu consumo (FONTES; MORAES, 2015).

O êxito da logística reversa se dá por meio do gerenciamento dos resíduos sólidos, passando por uma infraestrutura de coleta seletiva e processos de reuso e reciclagem implantados, de sensibilização da sociedade na separação dos resíduos e de implementação da legislação que define as responsabilidades dos produtores.

A logística reversa ainda é pouco difundida no Brasil. Isso permite concluir que a maior parte dos materiais de pós-consumo vão para os aterros controlados, lixões ou para terrenos baldios sem quaisquer estruturas para tratamento, ou mesmo, para os aterros sanitários quando existentes.

A PNRS define a logística reversa como um “instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010a, p. 2).

A PNRS associada ao seu Decreto Regulamentador nº 7.404/2010 (BRASIL, 2010b) e às leis estaduais e municipais que estão sendo promulgadas em relação à gestão integrada de resíduos sólidos urbanos têm instituído a LR para determinados materiais. Todavia, é necessária a ampliação da LR para outros materiais pós-consumo, tais como as embalagens plásticas, em especial as de *polietileno tereftalato* (PET), que, manejadas de forma adequada pela LR, ou seja, não descartadas no ambiente, são de tamanha importância para a redução de criadouros do mosquito *Aedes aegypti*. Torna-se necessário então, que as três esferas do Poder Público (federal, estadual e municipal) contribuam para tal por meio de cooperação técnica, financeira, de desenvolvimento de tecnologias e

aprimoramento da LR (FONTES; MORAES, 2015).

4 | CONCLUSÃO

Dessa forma, o capítulo mostra que o manejo adequado de resíduos sólidos, por meio da implementação de um sistema integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos (SISRSU) deve prover uma estrutura básica que permita selecionar tecnologias apropriadas para a gestão e o desenvolvimento do manejo ambientalmente adequado dos resíduos sólidos urbanos, contribuindo para a melhoria da salubridade ambiental, incluindo o controle ambiental de vetores transmissores de doenças, e apoiado na promoção da saúde.

Assim, o desafio está colocado, tornando-se necessário, em um processo marcado pela participação social e pela educação ambiental, a contribuição de todos os protagonistas sociais interessados na questão para a implementação do referido modelo, inclusive as três esferas de governo, visando ao seu desenvolvimento e a sua avaliação, contribuindo para a implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) e de seus instrumentos, dentre eles, a Logística Reversa, e para o controle do *Aedes aegypti* e das arboviroses transmitidas por esse inseto vetor no País.

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais-Abrelpe. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019*. São Paulo: Abrelpe, 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018*. Brasília: SNS/MDR, 2019.

BRASIL. *Lei nº 12.305, de 02 agosto de 2010a*. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm. Acesso em: 17 nov. 2016.

BRASIL. *Decreto nº 7.404, 23 de dezembro de 2010b*. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm. Acesso em: 17 nov. 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Lixo é o principal criadouro do mosquito da dengue nas regiões Norte, Centro-Oeste e Sul*. Disponível em: <http://www.blog.saude.gov.br/servicos/33806-lixo-e-o-principalcriadouro-do-mosquito-da-dengue-nas-regioes-norte-centro-oeste-e-sul.html>. Acesso em: 17 nov. 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Saúde no Brasil: contribuições para a Agenda de Prioridades de Pesquisa*. Brasília: Ministério da Saúde, 2004.

CAREGNATO, F.F.; FETZER, L.O.; WEBER, M.A.; GUERRA, T. Educação Ambiental como estratégia de prevenção à dengue no bairro do Arquipélago, Porto Alegre, RS, Brasil. *Rev Bras Bioc.*, n.6, p.131- 136, 2008.

COELHO, G.E. Dengue: desafios atuais. *Epidemiol Serv Saúde*, v.17, n.3, p. 231-233, 2008.

FLAUZINO, R.F.; SANTOS, R.S.; OLIVEIRA, R.M. Indicadores socioambientais para vigilância da dengue em

nível local. *Saúde Soc.* v.20, n.1, p. 225-240, 2011.

FONTES, A.T.M.; MORAES, L.R.S. Desvendando a Logística Reversa de Embalagens PET no Brasil: Uma análise da legislação e da percepção de especialistas. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v.3, n.1, p. 27-38, 2015.

Fundação Nacional de Saúde-Funasa. *Manual de Saneamento*. 4.ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2015.

MENDONÇA, F.A.; SOUSA, A.V.; DUTRA, D.A. Saúde Pública, urbanização e dengue no Brasil. *Soc Nat.* v.21, n.3, p. 257-269, 2009.

MORAES, L.R.S.; BORJA, P.C. Gestão integrada e sustentável e tecnologias apropriadas para manejo de resíduos sólidos urbanos: um outro paradigma. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 3., 2009, Buenos Aires. *Anais...*Buenos Aires: Aidis, Aidis AR, 2009. 1 CD-ROM.

MORAES, L. R. S. Gestão integrada e sustentável de resíduos sólidos: um novo paradigma. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE NA BAHIA, II., 2000, Salvador. *Anais...* Salvador: UFBA, Uneb, UEFS, Uesb, UCSal, Unifacs, Cefet-BA, Ministério Público da Bahia, Expogeo, 2000. Disponível em: www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd51/moraes.pdf. Acesso em: 17 dez. 2013.

Organización Panamericana de la Salud. *La eliminación de basuras y el control de insectos y roedores*. Washington DC: Organización Panamericana de la Salud, 1962 (Publicación Científica, 75).

Prefeitura Municipal de Porto Alegre; Centro de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos; Instituto de Promoción de la Economía Social (PMPA/CNUAH/IPES). *Gestión Integrada y Sostenible de Residuos Sólidos en Ciudades de América Latina y el Caribe*. Propuesta. Porto Alegre, Lima, 2000. Não publicado.

TAUIL, P.L. Aspectos críticos do controle do dengue no Brasil. *Cad Saúde Pública*, v.18, n.3, p.867-871, 2002.

IMPACTO EM RUPTURA DE BARRAGENS DECORRENTES DE ALTERAÇÕES AMBIENTAIS: ESTUDO DE CASO DA BARRAGEM HEDBERG

Data de aceite: 17/06/2020
Data de Submissão: 06/03/2020

Paola Bernardelli de Gaspar

Instituição: Escola Politécnica da USP
São Paulo – SP

<http://lattes.cnpq.br/2091536792304874>

José Rodolfo Scarati Martins

Instituição: Escola Politécnica da USP
São Paulo – SP

<http://lattes.cnpq.br/6187823438322403>

RESUMO: Neste trabalho, busca-se compreender o impacto que alterações ambientais poderiam causar no comportamento de bacias. Mais precisamente, esse estudo contempla a preocupante situação em que essas mudanças poderiam oferecer risco de rompimento de barragens devido a um acréscimo de escoamento em dias críticos, motivação gerada pelos recentes abalos sofridos no Brasil em Mariana. Ainda que o caso tenha sido distinto do estudo em si, percebe-se que a construção e manutenção de barragens, mesmo em casos de extremo risco e investimento, pode possuir falhas de planejamento irreparáveis.

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem; Barragens; Mudanças climáticas; Hidrologia;

estatística

IMPACT ON DAM RUPTURE DUE TO ENVIRONMENTAL CHANGES: HEDBERG'S DAM STUDY CASE

ABSTRACT: In this article, we aim to understand the impact that environmental changes could impose into basins. More precisely, this study contemplates the alarming situation in which these changes could endanger the stability of a dam due to the raising in flow on critical days. Such aspect was motivated by the recent disaster suffered in Brazil, in Mariana. Although the case doesn't concern this exact study, it shows that the construction and management of dams, even in situations of extreme risk and investment, has flaws of planning that could be irreparable.

KEYWORD: Modeling; Dam; Climate change; hydrology; statistics

Objetivos

O principal objetivo deste trabalho é apresentar como as mudanças climáticas afetarão os eventos hidrológicos nas bacias e como essa diferença impactará barragens.

1 | CONTEXTO

1.1 Mudanças ambientais (climáticas/humanas)

O cenário mundial do século XXI conta com inevitáveis mudanças ambientais, conseqüentes tanto da exploração excessiva do século passado quanto da ainda difícil adaptação a uma dinâmica de consumo e de expansão econômica sustentável. Ainda que seja natural que as regiões estejam sujeitas à variação sazonal de chuvas e temperatura, os efeitos antrópicos trazem alterações profundas nos extremos experimentados e, principalmente, no impacto sofrido.

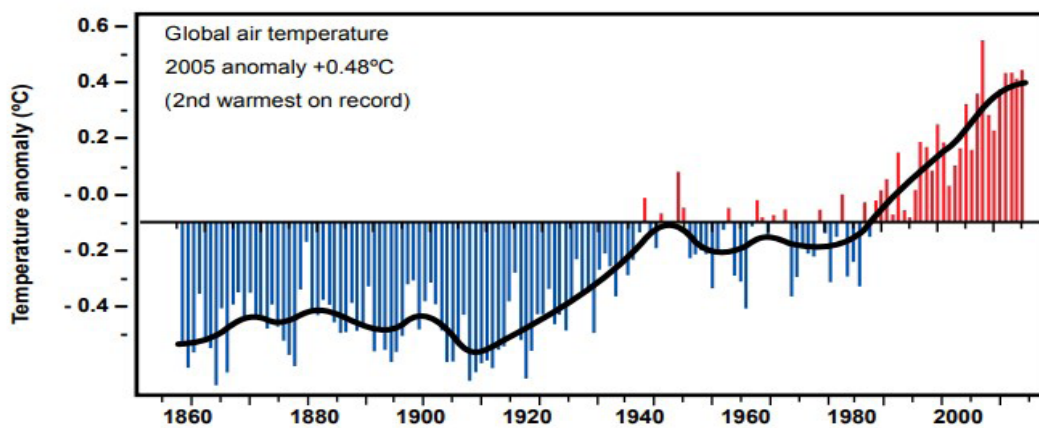


Figura 1 Gráfico de evolução de temperatura média na Terra (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007)

Como visto no gráfico, percebe-se uma tendência mundial desde o advento da revolução industrial de um aumento da temperatura média. Esse tipo de alteração é natural na Terra, mas na velocidade na qual ela se apresenta o ambiente e as estruturas humanas não possuem o tempo hábil de migração e adaptação.

O fenômeno da globalização permite o traçado de perfis de desenvolvimento comparativos entre os países e, simultaneamente, o estudo das diferentes sociedades e suas abordagens, perspectivas e metas. Tratando-se do Brasil, um país em vias de desenvolvimento com fortes impactos rurais devido a uma grande exportação de commodities, percebe-se tanto o agravante da migração no aumento das massas urbanas e do desmatamento na exploração agropecuária. Ambos os fenômenos alteram o comportamento médio de evapotranspiração e a impermeabilidade geral dos solos, trazendo alterações microclimáticas em precipitação e temperatura, além de dificultar a infiltração de água e aumentar o escoamento superficial tanto em regiões rurais desencapadas quanto no asfalto urbano. A soma destes efeitos eleva a amplitude de desastres quando as regiões sofrem precipitações severas.

É importante perceber que situações de risco não necessariamente provém de eventos extremos: a exposição e vulnerabilidade da população, mesmo em situações consideradas hidrológicamente normais, pode provocar impactos profundos nessas regiões. Um evidente exemplo são as constantes notícias de deslizamentos em locais de ocupação irregular e

situações de enchente em centros urbanos durante os meses de verão que, ano após ano, continuam acontecendo, mesmo sem eventos milenares de chuva nessas ocasiões.

A previsibilidade de eventos hidrológicos requer uma longa amostragem de dados para se fazer verossímil. Perceber as sutis alterações climáticas torna-se, portanto, um trabalho extenso e fino. No Brasil, são raros os locais que possuem mais de 100 anos consecutivos de dados, dificultando a análise.

No âmbito das mudanças climáticas é possível identificar, a partir de uma severa análise com vários anos de amostragem, três formas de alteração climática em uma região, todas referentes à curva de probabilidade: um deslocamento da média, uma mudança na variância ou uma assimetria da curva. No caso das chuvas em zonas tropicais em desenvolvimento, o relatório do IPCC admite um cenário de deslocamento da média em redução de 20% no período de retorno das chuvas. Esse conceito será explorado no capítulo 4. Análise das chuvas.

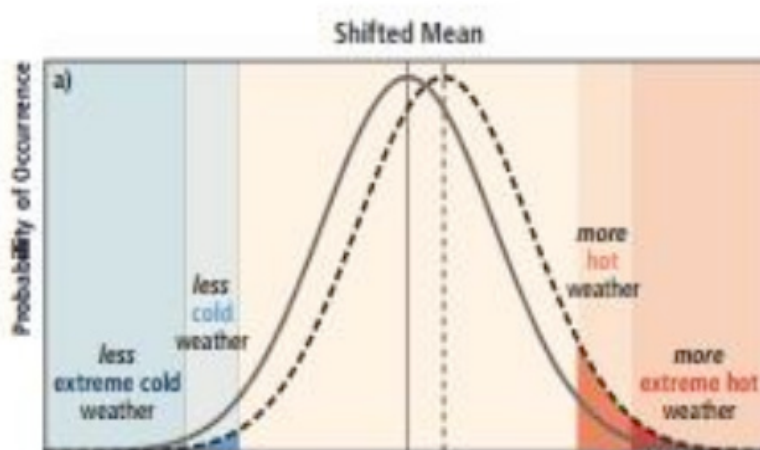


Figura 2 Alterações na curva de probabilidade (FIELD, ET AL., 2012)

1.2 Barragens

O represamento é uma técnica milenar que têm acompanhado a evolução humana há mais de 5.000 anos. As necessidades de se represar águas vêm de diversos fatores, como por exemplo o abastecimento de cidades, a produção de energia, a criação de uma força motriz para máquinas rudimentares, o lazer e o controle de cheias entre outras diversas funções.

Ao longo da sua história, as barragens tiveram suas técnicas de construção refinadas e sua manutenção prevista e controlada. No entanto, não são raros os eventos de rompimento e de desastres, tratando-se de estruturas que guardam grande poder destrutivo em seu volume e porte. Apenas no ano de 2015, no Brasil, foram registrados cinco acidentes e cinco incidentes com barragens (Agência Nacional de Águas, 2015).

Hoje, todas as construções de barragens são reguladas tanto por definições interestaduais como por leis federais. A Lei Federal nº 12.334, de 20 de setembro de 2010, regula estruturas que possuam as seguintes características:

“Barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais que apresentem pelo menos uma das seguintes características:

altura do maciço, contada do ponto mais baixo da fundação à crista, maior ou igual a 15m (quinze metros);

capacidade total do reservatório maior ou igual a 3.000.000m³ (três milhões de metros cúbicos);

reservatório que contenha resíduos perigosos conforme normas técnicas aplicáveis;

categoria de dano potencial associado, médio ou alto, em termos econômicos, sociais, ambientais ou de perda de vidas humanas, conforme definido no seu art. 6º.”

Barragens que se encaixem nas definições acima estão sujeitas à Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB) e são anualmente reportados seus incidentes e acidentes pelo Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB), realizado um relatório sob a coordenação da Agência Nacional de Águas (ANA) e fiscalização do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

Quanto a PNSB, pontua-se seus fundamentos:

“A segurança de uma barragem deve ser considerada nas suas fases de planejamento, projeto, construção, primeiro enchimento e primeiro vertimento, operação, desativação e de usos futuros;

a população deve ser informada e estimulada a participar, direta ou indiretamente, das ações preventivas e emergenciais;

o empreendedor é o responsável legal pela segurança da barragem, cabendo-lhe o desenvolvimento de ações para garanti-la;

a promoção de mecanismos de participação e controle social;

a segurança de uma barragem influi diretamente na sua sustentabilidade e no alcance de seus potenciais efeitos sociais e ambientais.”

1.2.1 Risco em barragens

Em 2014, das 14.966 barragens brasileiras cadastradas, 2.097 foram classificadas por categoria de risco e 1.681 quanto ao dano potencial associado. Esses números representam, respectivamente, 14% e 11% do total (Agência Nacional de Águas, 2014).

A categoria de risco, em geral, está associada à possibilidade de ocorrência de um desastre, enquanto o dano potencial associado está implícito no risco que a população de entorno sofre. Os primeiros estão mais relacionados a barragens de usos múltiplos no Nordeste, onde a infraestrutura para manutenção e controle é precária; enquanto os segundos encontram-se primordialmente na região Sudeste, onde a geração hidrelétrica costuma implicar em população próxima, e em barragens de minérios, como o caso de Mariana (Minas Gerais), que ocasionou a morte de 19 pessoas e um grande impacto ambiental em toda a bacia do Rio Doce (Agência Nacional de Águas, 2015). Estas últimas, ainda que bem

monitoradas, possuem grande potencial de desastre no caso de uma falha.

No caso de barragens de represas, existem duas principais situações de risco de ruptura: galgamento (*overtopping*, em inglês) e erosão interna no solo (*piping*, em inglês). O primeiro ocorre quando, em situações de cheia em que a barragem não suporta o volume de água, há vazão sobre a estrutura e alagamento da região. Este tipo de fluxo não é previsto como função estrutural da barragem, criando cargas críticas em seu topo e uma altura de queda maior, o que ocasiona erosão da base da barragem à jusante, podendo vir a romper toda a estrutura. Esse tipo de falha é especialmente crítico em barragens antigas, que foram construídas visando os parâmetros estatísticos hidrológicos da época de construção e que, como visto anteriormente, podem ter sido alterados por efeitos antrópicos.

O segundo ocorre quando há infiltração na barragem e a água lentamente carrega os sedimentos da base, enfraquecendo a fundação e criando a situação de risco. Situações pontuais como terremotos ou deslizamentos também são possíveis, mas considerando os casos mais correntes e previsíveis, os modelos hidrológicos costumam testar galgamento e erosão interna no solo em casos de ruptura de barragens.

Vale ressaltar que o evento crítico mais importante a ser estudado é o da onda de cheia dessa ruptura, que pode ocorrer em diferentes instantes do desastre. O fator de maior influência nessa análise é o “*failure time*”, ou seja, o tempo de ruptura em que seria formada a fissura por onde o volume de água passaria. Em casos de grandes represamentos, o fim do tempo de ruptura é simultâneo ao pico da onda de cheia. Em pequenos represamentos, no entanto, é comum que o pico ocorra antes (Wahl, 2004). É principalmente importante o estudo deste fator uma vez que ele determina o tempo em que se pode alarmar a população de entorno para evacuação e minimização de danos, princípio reforçado pela PNSB.

1.3 Gerenciamento de risco

A gestão de riscos faz-se de extrema necessidade no caso estudado. Pode-se perceber, em geral, que o fator mais agravante de desastres não é o evento extremo em si, mas o contexto vulnerável sobre o qual ele surte efeito. De acordo com (FIELD, ET AL., 2012), há seis aspectos cruciais na abordagem de gerenciamento de riscos: redução de exposição, aumento de resiliência para riscos mutáveis, transformação, redução de vulnerabilidade, preparação para resposta e recuperação e compartilhamento de risco.

Pode-se definir o risco como uma relação entre a probabilidade de ocorrência de um evento e a magnitude de sua consequência. Situações com alta possibilidade de incidência, mas que não afetem diretamente uma população ou depredem em demasia um ecossistema, não são de alto risco. No entanto, o cenário oposto, com baixa probabilidade de ocorrência, mas com catastróficas consequências, pode ainda possuir um maior risco que a primeira situação.

Dentro dos fatores de probabilidade de ocorrência de um evento, devemos considerar, por exemplo, que construções bem monitoradas, mesmo que enormes, possuem maiores chances de ter suas falhas detectadas e corrigidas a tempo. Uma estrutura pouco monitorada, mas de pequenas proporções, ainda que tenha maior chance de se romper, não possui um

risco tão elevado uma vez que suas consequências de rompimento não são tão desastrosas. Estes fatores se equilibram, de certa forma, elevando o risco das barragens de proporções que se encontram entre os extremos: estruturas de médio porte que são pouco monitoradas.

2 | MÉTODO

2.1 Modelo HEC-RAS

O modelo hidrológico a ser utilizado é o HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center's River Analysis System*), disponibilizado gratuitamente pelas forças armadas dos Estados Unidos. O sistema permite a introdução do Modelo Digital de Terreno (MDT) de uma bacia hidrográfica, em conjunto com informações ambientais e climáticas sobre a região, estruturais de pontes ou barragens e consta com informações acerca da qualidade da água. É possível, a partir dos dados e da sua correta calibração, encontrar cenários extremos e prever o comportamento da barragem no caso de uma ruptura, revelando a onda de cheia consequente ao evento.

Para tanto, o modelo consta com três possibilidades de cálculo: fluxo instável unidimensional: equações de Saint-Venant completas; fluxo instável bidimensional: equações de Saint-Venant completas ou equações de onda de difusão; e de nível da água. As situações uni e bidimensionais são mais adequadas para reservatórios compridos e rasos, enquanto o método do nível da água é mais adequado para reservatórios curtos e profundos. Essa diferença é devida principalmente às alterações devido à onda de cheia na superfície da água, conforme o escoamento devido à precipitação chega ao estuário.

2.2 Hidrologia: como funcionam cheias?

A ciência que estuda o comportamento de cheias em relação à precipitação e à permeabilidade do solo é a hidrologia. Levando em conta as tendências no Brasil, algumas regiões poderiam ser modeladas ao extremo em que houvesse completa impermeabilização do terreno por asfalto e as alterações microclimáticas típicas de regiões densamente urbanizadas. No entanto, como a bacia estudada está dentro de uma Floresta Nacional e é terreno tombado, não é concebível elevar o cenário a tal extremo.

Para o cálculo da permeabilidade do terreno, é convencional utilizar o método da *Soil Conservation Service* (SCS), atual *Natural Resources Conservation Service* (NRCS). A entidade norte-americana desenvolveu uma análise de tipos de solo e sua cobertura, devolvendo um número chamado de “*curve number*” (CN). Este pode ser utilizado para representar a impermeabilidade, sendo quão maior o CN, maior o escoamento superficial direto do terreno (Natural Resources Conservation Service, 2004).

A precipitação ocorre em eventos estatisticamente independentes, não podendo ser intuída em uma relação direta com chuvas recentes. É possível que a presença de área urbana na região e entornos alterem o microclima do local, aumentando a temperatura e diminuindo a evapotranspiração. Por outro lado, a área da reserva ainda pode contribuir

muito com a evapotranspiração, não sendo fácil apontar mudanças a curto prazo.

Ainda que, com o passar dos anos, a já existente ocupação urbana ilegal nas áreas da reserva poderia sofrer alterações, considerar-se-á tal invasão limitada onde ele já se encontra. Portanto, para o desenvolvimento dos cenários alternativos, apenas as considerações gerais dos modelos previstos pelo IPCC serão aplicáveis.

3 | ESTUDO DE CASO: BARRAGEM DE HEDBERG

3.1 História

As informações aqui contidas foram retiradas de diversas fontes e documentos, sendo principalmente do IPHAN (Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional), do Plano de Manejo da FLONA de Ipanema e do jornal Cruzeiro.

3.1.1 Contexto de criação da barragem

Com a vinda da família real em 1808, o ministro Conde de Linhares autorizou a construção de uma fábrica de ferro em Ipanema visando tornar o país autossuficiente em ferro. O único documento que regulamenta a área é uma Carta Régia escrita por Dom João VI, em 04 de dezembro de 1810, criando a Fábrica de Ferro de Sorocaba. A barragem de Hedberg, no rio Ipanema, do tipo enrocamento (blocos de pedra e alvenaria), foi construída em 1811 para gerar força motriz à fábrica. Sua antiguidade foi averiguada pela diretoria do Centro Nacional de Engenharia Agrícola (CNEA), sediado na Floresta Nacional de Ipanema.

3.1.2 Conjuntura atual

Atualmente, a Fazenda de Ipanema encontra-se sob o Decreto nº 530, de 20/05/92 de criação da Unidade de Conservação (UC). Ela é enquadrada na classificação de UC Sustentável, onde é permitido o aproveitamento econômico direto de forma planejada e regulamentada. Estas são identificadas como Unidades de Uso Direto, onde estão inclusas as Florestas Nacionais.

Sabe-se que um dos canais da barragem foi inaugurado nos anos 80, com a intenção de se fazer uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) na FLONA. No entanto, o projeto nunca foi concluído e a presença desse canal no maciço aparenta trazer risco de erosão interna no solo para a estrutura.

3.2 Características gerais da bacia hidrográfica

3.2.1 Clima e localização

A bacia hidrográfica do rio Ipanema drena uma área de 234,86 km², sendo o seu curso d'água principal o rio Ipanema. A topografia da área apresenta montanhas médias, com espigões alongados. É atravessada em sua parte sul pelo Trópico de Capricórnio, portanto, em zona de transição de tropical para temperada. Segundo (Alvares & al., 2013), a área apresenta condições climatológicas tipo Cfa e Cfb. O primeiro corresponde a um clima

subtropical quente, constantemente úmido, com inverno menos seco (precipitação entre 30 e 60 mm), temperaturas máximas superiores a 22°C e mínimas inferiores a 18°C; já o segundo corresponde a um clima temperado, com verão ameno, com chuvas uniformemente distribuídas, sem estação seca e a temperatura média do mês mais quente não chega a 22°C (precipitação de 1.100 a 2.000 mm), geadas severas e frequentes, num período médio de ocorrência de 10 a 25 dias anualmente.

A precipitação média anual da região é da ordem de 1.400 mm, com mínimo de 800 mm e máximo de 2.200 mm, os meses menos úmidos vão de agosto a novembro e os mais úmidos vão de março a junho. As temperaturas máximas são superiores a 22°C e mínimas inferiores a 18°C.

Esta bacia pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos de no 10, correspondente à bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e Médio Tietê, segundo a Lei Estadual 7.663 de 30/12/91 (Brasil, 1991), que trata do Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

O rio Ipanema possui 43 km de extensão até desaguar no rio Sorocaba. O lago que forma a barragem Hedberg, está localizado no rio Ipanema, tem uma área de 0,26 km² e uma profundidade média de 5 m.

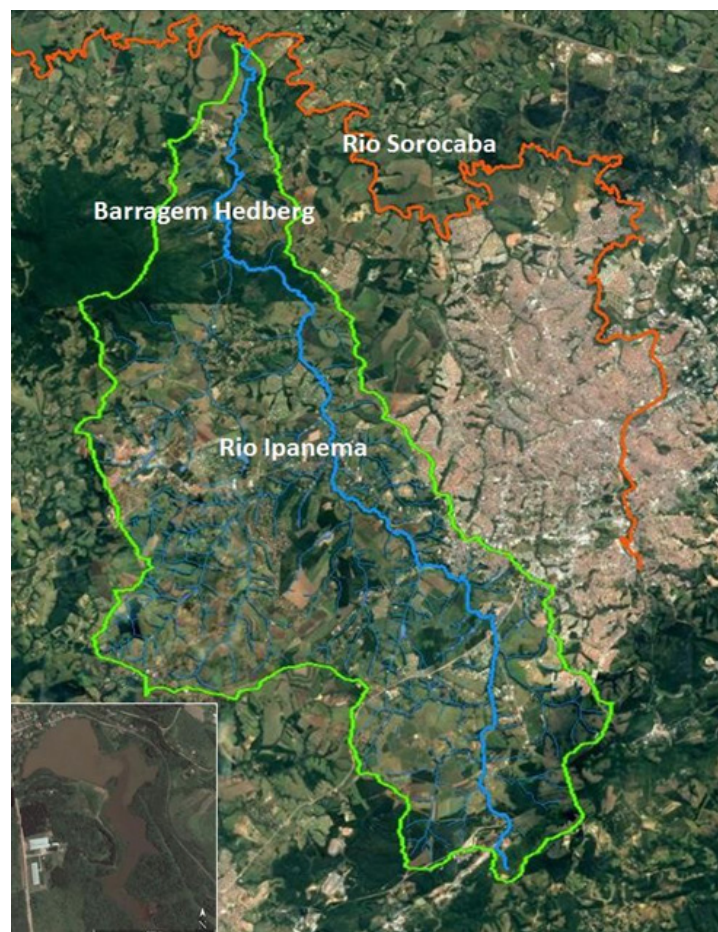


Figura 3 Hidrografia da bacia hidrográfica do rio Ipanema e do reservatório da barragem Hedberg no detalhe (Adaptado do Google Earth, imagem DigitalGlobe 2016)

O reservatório da barragem recebe contribuições de tributários dos municípios de

Araçoiaba da Serra, Sorocaba, Salto de Pirapora, Votorantim e de Iperó.

3.2.2 Uso e ocupação de solo

A área total da FLONA é de 5.069,73 hectares, com perímetro estimado em 37 km. O mapeamento de uso de ocupação do solo da área da bacia dos rios Sorocaba e Médio Tietê foi realizado em 2006 pelo Instituto de Pesquisas Técnicas – IPT, levantou que em relação à área total da bacia 13,57% é coberta por vegetação (1618,5 km²). O restante da área está submetido às ações antrópicas, sendo áreas urbanas (2,21%), culturas, campos e pastagens, destacando-se as áreas de pastagens com 67,64% (CBR-SMT, 2008) (IPT, 2008).

O Plano de Manejo da FLONA rege a distribuição de uso e ocupação do solo da região da Floresta e de seu entorno (zona de amortecimento, exigida em toda Unidade de Conservação - UC) para que o choque com o ambiente urbano ocorra de forma gradual (Figura 4). O entorno pode ser descrito resumidamente como: ao Norte, assentamentos rurais e áreas de pesquisas da Marinha; ao Oeste, residências e o Morro Araçoiaba com vegetação nativa; ao Sul, propriedades agrícolas e mata nativa.

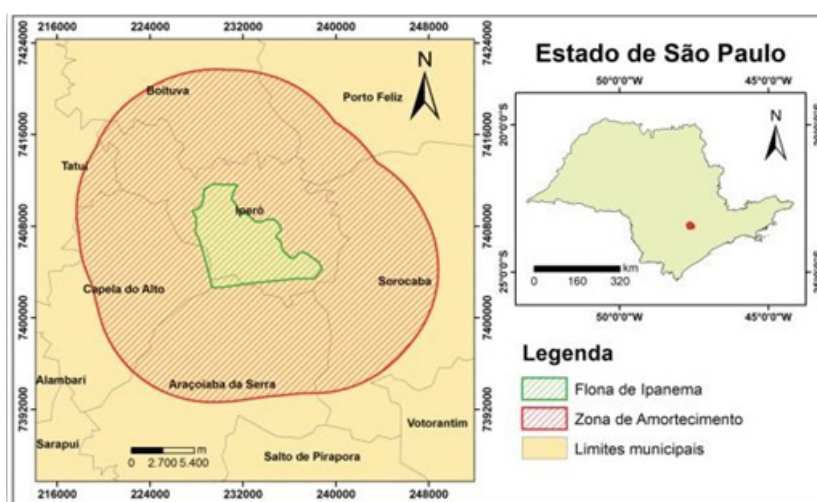


Figura 4 Zona de amortecimento da FLONA de Ipanema

A tabela seguinte apresenta o percentual de cada zona dentro da Flona de Ipanema:

Zona	% Área da FLONA
Intangível	22,04
Primitiva	44,84
Uso intensivo	0,76
Histórico-Cultural	0,19
Recuperação	7,36
Uso Especial	0,54
Produção	24,27

Tabela 1 Zoneamento da Flona de Ipanema Fonte: (IBAMA, 2012)

A barragem Hedberg está na zona histórico-cultural. Esta é constituída pela vila São João de Ipanema, por diversos monumentos históricos tombados e possui ainda três sítios arqueológicos já cadastrados no IPHAN. Essa área não é comumente sujeita a reformas.

Na região a montante do lago, a qual nos interessa para entender os tipos de poluição que pode afluir a este corpo hídrico, de acordo com o IBGE (Figura 5), prevalecem os usos urbanos e principalmente a atividade agropecuária.

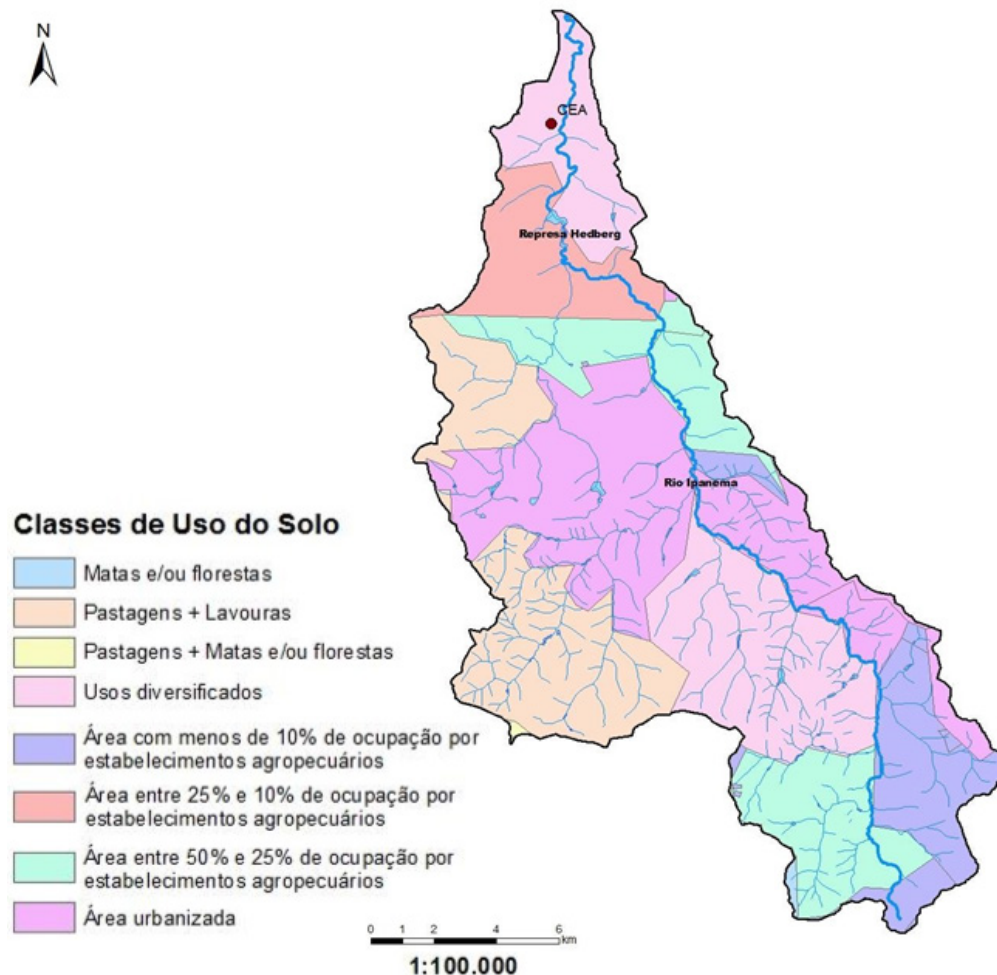


Figura 5 Mapa dos tipos de usos do solo para a bacia do rio Ipanema (Fonte: IBGE)

3.3 Modelo digital de terreno

No estado de São Paulo, foi realizada a produção de um levantamento cartográfico do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo. No entanto, esse levantamento não possuía o nível de precisão necessário para modelar a onda de cheia no HEC-RAS, sendo necessário criar dados mais precisos a partir de curvas de nível levantadas na região. Como se trata de uma barragem antiga, precisou-se digitalizar um dos mapas e, com o auxílio do AutoCAD, vetorizá-lo. Em seguida, os dois levantamentos foram sobrepostos, possuindo a dimensão do levantamento geral com a precisão necessária na área de estudo.

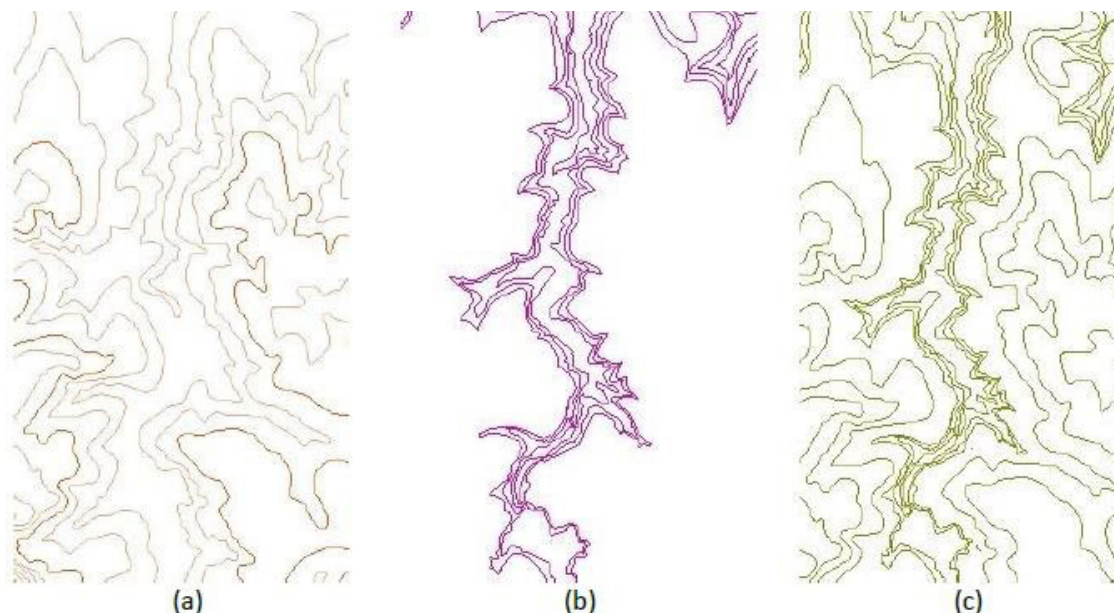


Figura 6 Trecho da geração de superfície topográfica por meio das técnicas de MDT utilizando curvas de nível: (a) levantamento cartográfico do IGG/IBGE (1:50.000); (b) levantamento cartográfico do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo (escala 1:10.000) vetor

4 | ANÁLISE DAS CHUVAS

4.1 Dados hidrológicos na região da barragem

A barragem de Hedberg possui uma série de postos hidrológicos em seu entorno, no entanto, a maioria destes apresentam uma série histórica extremamente reduzida, entre os anos de 1940 e 1960, em geral. Coletando informações desses postos e comparando com os postos com maior série histórica no entorno (Iperó e Sorocaba), é possível traçar uma correlação e utilizar tais dados como uma base para a estatística de previsão de chuvas na região da bacia. Como houve períodos de falha, se considerou os anos de amostragem reais, como indicado na tabela:

<i>Posto</i>	<i>Responsável</i>	<i>Número</i>	<i>Ano Início</i>	<i>Ano Fim</i>	<i>Anos reais de amostra</i>
Iperó	DAEE	2346025	1937	2014	62
Bacetava	DAEE	2347133	1943	1954	10
Sorocaba	DAEE	2347034	1941	1998	46
Sorocaba	INMET	2347156	1944	1957	13

Tabela 2 Dados dos postos pluviométricos utilizados

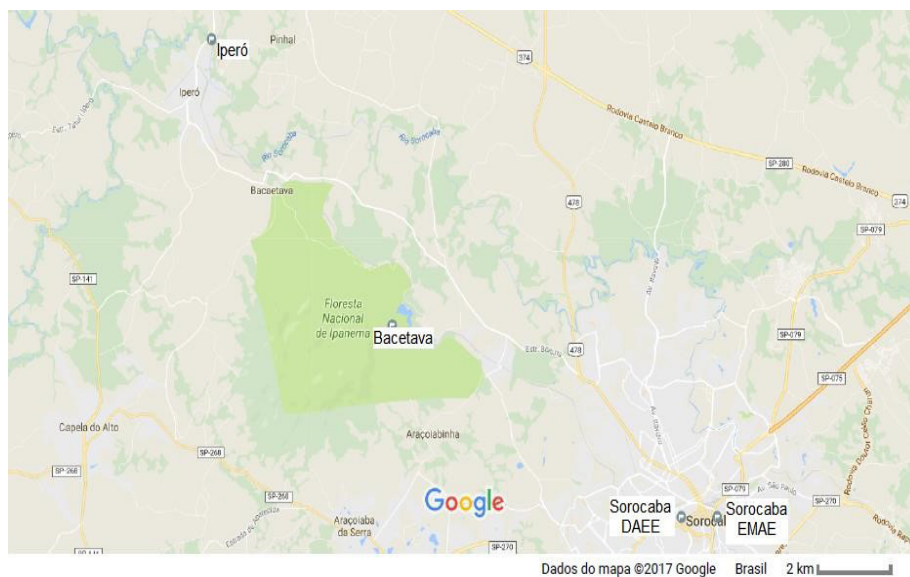


Figura 7 Localização dos postos pluviométricos (Adaptado: Google Maps)

Os dados foram sobrepostos e maximizados, ou seja, os postos cobriram as falhas uns dos outros e foram selecionados os maiores valores registrados no dia na região, de maneira a estimar o máximo possível que a bacia poderia sofrer com as chuvas. Essa aproximação é adequada devido à equidistância dos postos mais distantes (Sorocaba e Iperó) e à centralidade do posto de Bacetava (próximo à barragem).

Para melhor visualização, é adequada a formatação gráfica destes valores:

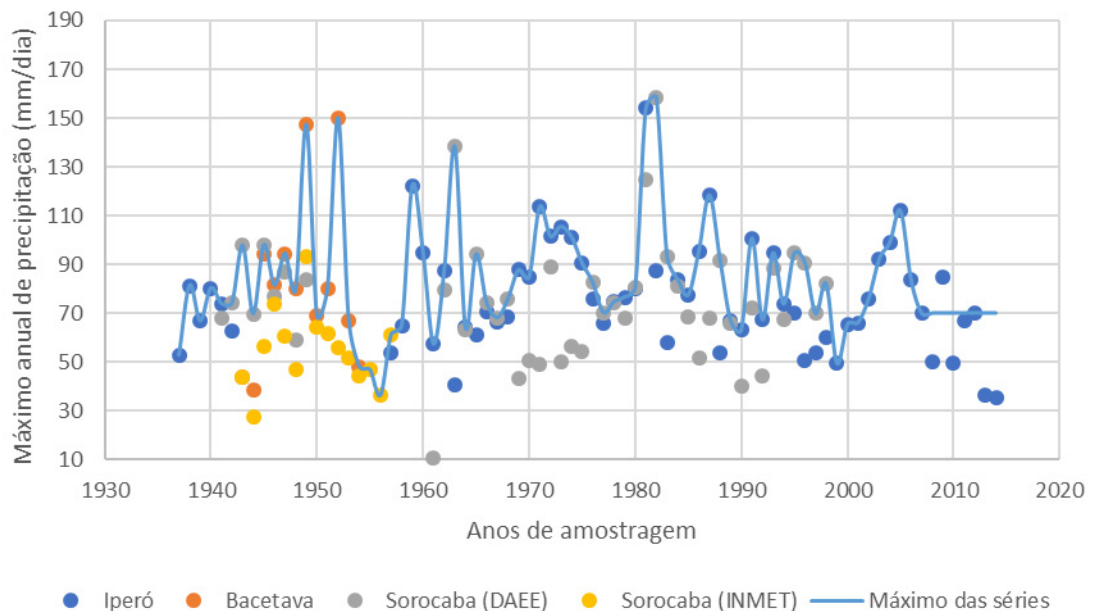


Figura 8 Comparação dos dados dos postos em gráfico

A partir da lista de máximos anuais diários, pode-se então colocá-la em ordem decrescente para se saber a probabilidade (tempo de retorno, ou TR) de cada uma das chuvas. Com essa relação de valores, possui-se uma base de dados com período máximo de retorno de 78 anos. É relevante, no entanto, apontar a imprecisão do método uma vez que entre estes valores poderia haver chuvas com probabilidades maiores que $1/78$. Ainda, também, mudanças ambientais na região podem não ser percebidas e a série torna-se uma mesclagem de cenários. Inclusive, essa hipótese seria adequada uma vez que a cidade de Sorocaba de fato cresceu nos últimos 78 anos, mas ainda é extremamente impreciso apontar exatamente quais mudanças ocorreram e quais foram seus efeitos.

Além desses pontos a serem assinalados, também deve-se ter em mente que a reação do terreno às possíveis chuvas é de extrema importância. A velocidade de escoamento e a possibilidade de reais desastres implica, em grande parte, na suscetibilidade do solo para tanto, seja qual for a precipitação na região. Para a modelagem, no entanto, espera-se aplicar apenas as possíveis mudanças climáticas sobre um hipotético uso constante de solo da região, para então compreender o impacto único da alteração no tempo de retorno das chuvas.

4.1.1 Cenário inicial

O primeiro cenário de teste seria o atual, com a análise estatística das chuvas que ocorrem geralmente na região, excluindo a hipótese de alterações climáticas durante o período de coleta de dados na região. Para tanto, foram testados três tipos de modelos estatísticos: normal, log normal e Gumbel.

Para cada um dos tipos de modelo, foram empregadas ferramentas do Excel para realizar as projeções. No modelo “normal”, os parâmetros de média e desvio padrão embasam a projeção. As seguintes equações são obedecidas:

$$f(x) = \frac{e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}}{\sigma\sqrt{2\pi}}$$

Equação 1 Função densidade de probabilidade de distribuição normal

$$F(x) = \int_{-\infty}^x f(x). dx = P(X \leq x)$$

Equação 2 Função de distribuição normal acumulada

Nestas equações:

σ = desvio padrão (mm); x = dado pontual de chuva (mm); μ = média (mm).

Recomenda-se a utilizando a função “INV.NORM. N” do Excel.

Muito semelhante, o modelo de “log normal” também manipula o mesmo tipo de dado (média e desvio padrão). No entanto, eles são feitos sobre o logaritmo de base natural dos valores da amostra (y). As seguintes equações são obedecidas:

$$f(y) = \frac{e^{-\frac{(y-\mu_y)^2}{2\sigma_y^2}}}{y \cdot \sigma_y \sqrt{2\pi}}$$

Equação 3 Função densidade de probabilidade de distribuição log normal

$$F(y) = \int_{-\infty}^y f(y). dy = P(Y \leq y)$$

Equação 4 Função de distribuição log normal acumulada

Nestas equações:

σ_y = desvio padrão da série logarítmica de precipitações; y = dado pontual da série logarítmica de precipitações; μ_y = média da série logarítmica de precipitações.

Recomenda-se o uso da função “INV.LOGNORMAL” do Excel para cálculo.

Já o modelo de “Gumbel” baseia-se na manipulação matemática com parâmetros que utilizam o desvio padrão:

$$\alpha = 1,2825\sigma$$

$$\beta = \mu - 0,45\sigma$$

$$y = -\alpha(x - \beta)$$

Equação 5 Parâmetros de Gumbel

Nestas equações:

σ = desvio padrão (mm); μ = média (mm).

A partir destes valores, pode-se utilizar das seguintes equações para realizar a modelagem:

Equação 6 Função densidade de probabilidade de distribuição Gumbel

$$f(x) = \alpha \cdot \exp[y - \exp(y)]$$

Equação 7 Função de distribuição Gumbel acumulada

$$F(x) = \exp[-\exp(y)]$$

Não há uma função específica no Excel para utilizar esse modelo, mas implementando as equações, obtêm-se:

<i>Tempo de Retorno (mm)</i>	<i>Máximo da série normal (mm)</i>	<i>Máximo da série ln (mm)</i>	<i>Máximo da série Gumbel (mm)</i>
1,1	49,0	52,7	54,2
2	82,7	79,1	78,6
5	104,0	102,1	100,9
10	115,1	116,7	115,7
25	126,9	134,6	134,3
50	134,6	147,6	148,2
100	141,5	160,4	161,9

Tabela 3 Valores obtidos estatisticamente pelos modelos

Com a comparação dos valores obtidos em cada um dos casos, obtêm-se o seguinte gráfico:

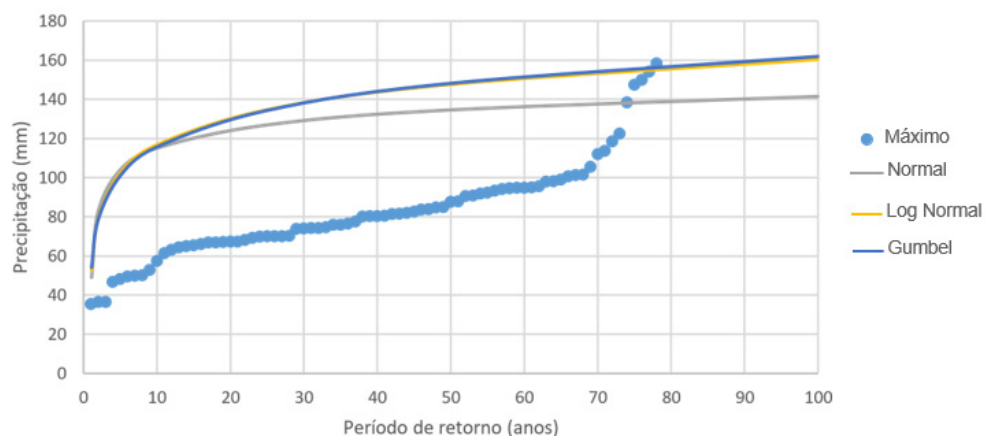


Figura 9 Gráfico de comparação dos dados de precipitação com as previsões estatísticas

Como percebido, os modelos estatísticos não oferecem uma relação adequada quanto à primeira parte da amostra. Isso pode ser explicado pela presença de chuvas com TR maior que 78 na série. Dessa forma, foram utilizados os dados já conhecidos para a estimativa de precipitação com TR de 10 e 25 anos e, por maximizar os dados, foi empregado o modelo de Gumbel para a expansão do gráfico para os 100 anos.

4.1.2 Cenário futuro

A partir das estatísticas originais acima, pode-se então manipulá-las para os cenários futuros prováveis e previstos. Em regiões de trópicos, aponta-se um possível cenário de redução de 20% no período de retorno de chuvas (Field, et al., 2012). A tabela a seguir sintetiza alguns dos valores obtidos nessa transformação:

<i>TR (anos)</i>	<i>Máximo C0 (mm)</i>	<i>Máximo C1 (mm)</i>
1,1	35,4	66,8
2	36,4	66,9
5	48,1	67,3
10	57,4	70
25	69,9	80,4
50	87,6	100,7
62	95,5	158,3

Tabela 4 Precipitações ajustadas ao cenário previsto com seu respectivo tempo de retorno (TR). C0 corresponde à série medida e C1 ao cenário IPCC

Com a nova base de dados, foram empregados os mesmos modelos estatísticos usados anteriormente. As seguintes relações de precipitação e tempo de retorno foram obtidas:

TR (anos)	Máximo normal (mm)	Máximo ln (mm)	Máximo Gumbel (mm)
1,1	60,5	65,5	65
2	90	87,7	86,4
5	108,6	105,5	105,9
10	118,3	116,2	118,8
25	128,7	128,8	135,2
50	135,4	137,6	147,3
100	141,4	146,1	159,3

Tabela 5 Valores obtidos estatisticamente pelos modelos

Unindo estes resultados, pode-se traçar o seguinte gráfico:

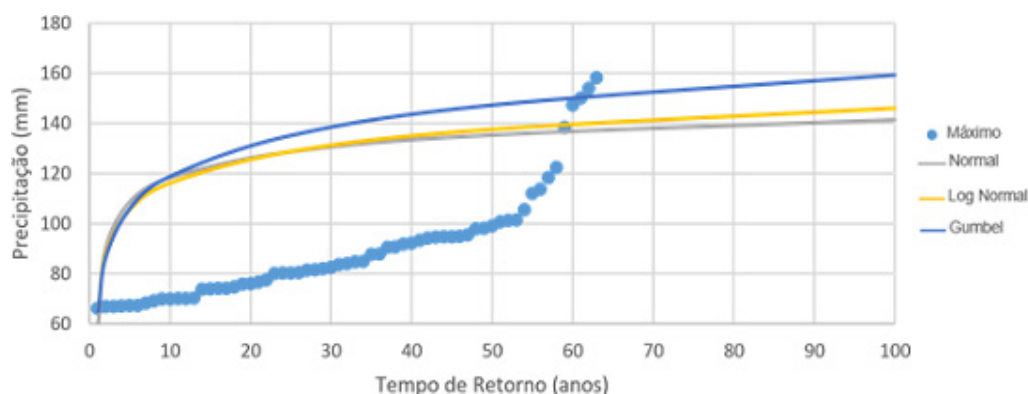


Figura 10 Gráfico de comparação dos dados de precipitação com as previsões estatísticas do cenário previsto

4.2 Parâmetros adotados

Para realizar a calibração do modelo, foram utilizados os seguintes valores: vazão sobre a crista da barragem: 2,59m³/s; profundidade média no rio: 1,2m; profundidade média na barragem: 5m; extensão do rio Ipanema: 43km. Além disso, os valores de precipitação utilizados são os seguintes:

<i>Período de retorno (anos)</i>	<i>Cenário 0 (mm)</i>	<i>Cenário IPCC (mm)</i>
10	57,4	70
25	69,9	80,4
100	161,9	159,3

Tabela 6 Cenários testados no modelo

Curiosamente, percebe-se que a estimativa de precipitação com período de retorno de 100 anos no cenário futuro é menor que no cenário inicial. Pode-se atribuir esse resultado à um efeito da redução de dados amostrais, condensando a linha de tendência e reduzindo o desvio padrão. A diferença, no entanto, é mínima, relevando que as grandes alterações de precipitação devido ao aumento de sua probabilidade ocorrem justamente na parte mais crítica da amostra: nas chuvas mais prováveis. Dessa maneira, uma alteração como a prevista pelo IPCC revela que, de uma maneira geral, a região teria que suportar mais frequentemente chuvas mais pesadas, não alterando tanto a intensidade de precipitações raras.

5 | MODELAGEM

5.1 Inserção de dados

A fim de se realizar a modelagem no HEC-RAS, faz-se necessário, primordialmente, definir o relevo do terreno. Para tanto, foram unidas duas informações geométricas: os dados do projeto de levantamento do estado de São Paulo, com menor precisão, e um mapa com curvas de níveis mais precisas e de menor intervalo de medidas.

Em seguida da geometria, são estabelecidos alguns dados de calibração, como a vazão de base, o volume inicial do reservatório e condições gerais de uso de solo. Como o modelo já havia sido usado no projeto (FCTH, 2016), ele foi reaproveitado para essa pesquisa. As únicas alterações foram: a implementação das chuvas dos cenários propostos anteriormente; a redução dos passos, adaptados para um dia de chuva com intervalos horários, e a manutenção do fluxo básico previsto.

5.2 Problemas

Apesar da inserção de dados tal qual o programa exige (geometria, condições de contorno, dados meteorológicos, passos etc.), os cenários não apresentaram mudanças significativas quando comparados.

Duas condições foram testadas em todos os casos: a existência ou não de uma condição

de contorno com o escoamento de base. No primeiro, todos os modelos apresentaram a mesma velocidade de acréscimo de sua vazão e mantendo-a constante após chegar nesse pico, o que contradiz a literatura, que exigiria que a curva da onda de cheia diminuísse após o máximo escoamento da bacia. No segundo então, sem a vazão de base, a precipitação não foi suficiente para produzir uma curva, decrescendo o fluxo do rio em passos semelhantes.

Acredita-se, sobretudo, que essa incoerência tenha sido fruto de algum detalhe na implementação dos passos não considerado, requerendo uma análise mais profunda das equações de Saint Venant para a compreensão e reparação do modelo.

6 | CONCLUSÃO

Ainda que o modelo tenha apresentado evidentes falhas, pode-se chegar a interessantes conclusões a partir das análises estatísticas e do que, de fato, saber-se-ia sobre as alterações de precipitação na região.

Comparando os tempos de retorno de ambos os cenários, atual e futuro, pode-se perceber um evidente aumento no volume de precipitação do cenário futuro provável, ainda que as chuvas calculadas em cenários de maior tempo de retorno sejam menores. Os principais efeitos causados por esse tipo de alteração climática seriam um maior volume de arraste de sedimentos, o que agravaria o aterramento do reservatório da região, e um aumento de vazão, com uma consequente demanda física de resistência da barragem a eventos de galgamento.

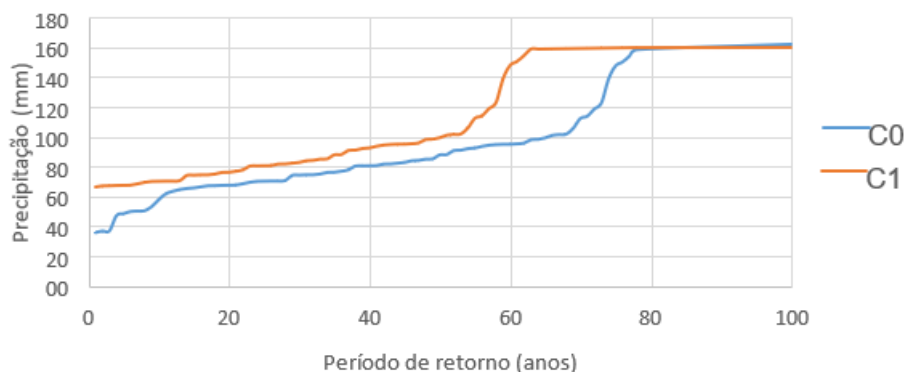


Figura 11 Gráfico de comparação dos cenários (C0 controle e C1 previsão)

Em associando estes resultados com os prévios estudos feitos em análise e gerenciamento de risco, percebe-se uma acentuação crítica de eventos de potencial médio na barragem pelos cenários previstos pelo IPCC. Esse tipo de desgaste em maior frequência, considerando os dois séculos de existência da barragem, torna relevante a realização de estudos precisos para compreender finamente os riscos de rompimento. Para tanto, é preciso realizar um estudo nos efeitos de erosão interna no solo e galgamento, principalmente. Além disso, para complementar e melhorar esse estudo, poder-se-ia refazer e estudar os modelos de fato, possibilitando a demonstração da onda de cheia e seus efeitos na área afetada.

REFERÊNCIAS

Alvares, C., & al., e. (2013). **Köppen's climate classification map for Brazil** (Vol. 22). Stuttgart: Meteorologische Zeitschrift.

Brasil. (1991). **Lei Estadual 7.663 de 30 de dezembro de 1991.**

Brasil. (2010). **Lei Federal nº 12.334, de 20 de setembro de 2010. Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB).**

CBR-SMT. (2008). **Fundamentos da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos na Bacia do Sorocaba e Médio Tietê**

FCTH. (2016). **Relatório Final 2 Etapa I - Estudos de Avaliação Hidrodinâmica e Ecológica do Reservatório da Barragem Hedberg. Volume 7 – Avaliação Ecológica do Reservatório, 7, 1.** São Paulo.

Field, C., Barros, V., Stocker, T., Qin, D., Dokken, D., Ebi, K., . . . IPCC. (2012). **Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** IPCC. Cambridge, UK, and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

IBAMA. (2012). **Plano de Manejo da FLONA de Ipanema.**

IBGE - EMBRAPA. (2001). **Mapa de Solos do Brasil.** Rio de Janeiro: IBGE.

IPT. (2008). **Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10) - revisão para atendimento da deliberação CRH 62.** São Paulo: IPT/CETAE/FEHIDRO.

Ministério do Meio Ambiente. (2007). **Mudanças Climáticas Globais e seus Efeitos sobre a Biodiversidade.**

Natural Resources Conservation Service. (2004). National Engineering Handbook. **Hydrologic Soil-Cover Complexes.**

Wahl, T. (maio de 2004). **Uncertainty of Predictions of Embankment Dam Breach Parameters.** *Journal of hydraulic engineering*. doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(2004)130:5(389)

INOVAÇÃO EM BUILDING INTEGRATED PHOTOVOLTAICS SYSTEM - BIPV: ESTUDO DE CASO DA PATENTE DA TESLA PARA PAINÉIS FOTOVOLTAICOS INTEGRADOS AO TELHADO

Data de aceite: 17/06/2020

clarisseperisse@gmail.com

Affonso Celso Caiazza da Silva

Mestrando em Engenharia Urbana e Ambiental – PUC-Rio / Technische Universität Braunschweig

MBA em Gestão de Recursos Renováveis-
Faculdade Estácio de Sá

Engenheiro de Segurança do Trabalho –
Faculdade Estácio de Sá

Engenheiro Eletricista – UFF
caiazza17@gmail.com

Maria Beatriz da Costa Mattos

Mestranda em Engenharia Urbana e Ambiental – PUC-Rio / Technische Universität Braunschweig

MBA executivo-COPPEAD/UFRJ

Especialista em Negócios em Meio Ambiente (MBE) – COPPE/UFRJ

Especialista em Sensoriamento Remoto -
INPE

Especialista em Planejamento Ambiental - UFF

Engenheira de Segurança do Trabalho – UFF
Arquiteta e Urbanista – UFF

beatriz.mattos@ambipetro.com.br

Maria Clarisse Perisse

Mestranda em Engenharia Urbana e Ambiental – PUC-Rio / Technische Universität Braunschweig

Administradora de Empresas – Faculdade Estácio de Sá.

Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega

Professor da UNIGAMA

Professor Associado do CEFET-RJ

Professor da Universidade Santa Úrsula

Engenheiro da Prefeitura do Rio de Janeiro

Perito Judicial do TJRJ

Pós-Doutor em Engenharia – UERJ

Doutor em Engenharia Mecânica – PUC-Rio

Mestre em Tecnologia – CEFET-RJ

Especialista Engenharia de Meio Ambiente –
UNIG

Especialista em Gestão Ambiental – UCAM

Especialista em Saneamento – FAVENI

Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho – Faculdade Silva e Souza

Especialista em Docência do Ensino Superior
-- Faculdade São Judas Tadeu

Engenheiro Civil e Licenciado em Matemática
– UNISUAM

Engenheiro Mecânico – CEFET-RJ

engmarcelocefet@terra.com.br

RESUMO: Apesar da energia solar já ser amplamente divulgada e reconhecida como uma excelente fonte de energia e, além de contribuir com a redução de CO₂ no planeta e ter tido uma redução expressiva no preço do kWh, especialistas apontam que o mercado

de painéis fotovoltaicos ainda não é expressivo nos EUA. Duas justificativas podem ser consideradas, (i) que os módulos fotovoltaicos retangulares cobrindo parte do telhado sejam esteticamente pouco atraentes, (ii) que há uma dissonância entre a vida útil dos módulos e dos telhados que podem trazer prejuízo no futuro. Pensando nisso, a TESLA patenteou uma telha tipo *Shingle* fotovoltaica que cobrem todo o telhado e resolve os dois problemas, estético e o de durabilidade do sistema módulo - telhado. Em novembro de 2019, a TESLA lançou no mercado a *Tesla Solar Roof – V3*, sendo esta a última versão da TESLA do módulo fotovoltaico integrado à arquitetura (BIPV).

PALAVRAS-CHAVE: BIPV, painéis fotovoltaicos.

1 | INTRODUÇÃO

O conceito BIPV – *Building Integrated Photovoltaics System* – em português – Sistema de Integração Fotovoltaica na Arquitetura cumpre um importante papel na geração de eletricidade no meio urbano, uma vez que utiliza elementos arquitetônicos como meio de geração de energia como, por exemplo, uma fachada de um prédio coberto por placas solares ou um telhado com placas fotovoltaicas. Os elementos fotovoltaicos integrados (BIPV), além de gerarem energia, também são pensados para desempenhar novas funções como, por exemplo, servirem de toldo ou cobertura para estacionamentos e, assim, ampliar a utilização dos elementos arquitetônicos. BIYIK et al (2017) analisa o sistema BIPV e o classifica em categorias, sendo elas quanto à aplicação, à tecnologia empregada e ao tipo de revestimento.

A Tesla, Inc., antes Tesla Motors, Inc., é uma empresa automotiva e de armazenamento de energia norte americana que desenvolve, produz e vende automóveis elétricos de alto desempenho, componentes para motores e transmissões para veículos elétricos, além de produtos à base de baterias. Foi fundada em 2003 em San Carlos, Califórnia, EUA. Em 2016, a fusão da Tesla com a empresa *SolarCity*, fez com a empresa Tesla Inc. desenvolvesse o ramo de tecnologia solar. A Tesla é conhecida por soluções criativas em problemas de sustentabilidade, além de ter uma visão de “energia limpa integrada” que, por sua vez, incorpora uma variedade de ideias sobre energia limpa, inicialmente para automóveis e, desde agosto de 2016, para residências, o que está em consonância com o conceito de Sistema BIPV. A partir de 2016, a TESLA iniciou suas funções em energia solar e se tornou uma grande detentora de patentes em inovação para desenvolvimento de elementos BIPV e, uma delas, é a terceira versão da *Solar Roof Tiles V3* que, por sua vez, saiu para o mercado em novembro de 2019. Entre as várias atualizações, a versão três do produto permite junção de telhas com formação de painéis maiores, menores custos de produção, maior densidade de energia e instalação mais fácil. Além disso, o número total de peças do produto foi reduzido.

As patentes US2019058436– ATCHLEY E MEISEL (2019) e US2019273463 – SEERY,M. e ALMY, C.B. (2019) são complementares e, por sua vez, geraram o produto lançado pela TESLA em novembro de 2019. A terceira versão do *Solar Roof Tiles* veio

atender, segundo o objetivo descrito nos pedidos das patentes, duas demandas de mercado: (i) o fator estético dos telhados e (ii) a dissonância entre as vidas úteis dos painéis solares e dos telhados.

O sistema de composição de painéis fotovoltaicos convencional se baseia em apoiar no telhado, já construído, um sistema de placas de geração de energia solar fotovoltaica, destoando totalmente do arranjo do telhado, sendo, por sua vez, mais focado na funcionalidade do que na estética. A outra razão que a TESLA aponta pela falta do incremento do mercado de painéis solares é a dissonância entre a vida útil do telhado com a vida útil dos painéis, o que poderia inviabilizar o investimento por parte do proprietário da residência. Um telhado é composto por vários elementos, porém os mais importantes são o madeiramento de sustentação e as telhas que compõe o sistema de cobertura, segundo a ABNT 15575-5 - Edificações Habitacionais. Dependendo do tipo de tratamento que foi dado para prolongar a vida útil (i.e. madeiras envernizadas e cerâmicas esmaltadas) e da periodicidade das manutenções preventivas e corretivas, a vida útil de um telhado pode variar de 25 a 50 anos. Uma solução está nas patentes que a TESLA requisitou, pois, a própria telha seria, neste caso, um painel fotovoltaico.

A proposta das patentes solicitadas é criar telhas do tipo *Shingle* que sejam os próprios painéis solares (patente US2019273463) e que as mesmas tenham arranjo e amarração para facilitar a instalação (patente US2019058436). Estas patentes se encaixam perfeitamente no contexto conceitual do elemento BIPV que preconiza que o próprio elemento arquitetônico seja o gerador de energia. Este artigo tem objetivo de apresentar as patentes mencionadas e contextualizá-las no mercado de geração de energia solar em meio urbano como solução inovadora para o sistema BIPV.

2 | DESENVOLVIMENTO

As patentes US2019273463 e US2019058436 são, respectivamente, para fabricação de telhas fotovoltaicas integradas ao telhado e para o arranjo dessas telhas. Tais patentes foram requeridas pela americana TESLA Inc. As telhas fotovoltaicas patenteadas pela TESLA, bem como seus arranjos, são inovadoras e cumprem com os objetivos descritos no processo de requerimento das patentes que são: telhas esteticamente interessantes, diferentes dos painéis solares tradicionais e, além disso, que as telhas tenham a mesma vida útil do telhado. A resposta é: somente um sistema integrado à arquitetura (BIPV) poderia atender aos dois pré-requisitos.

No entanto, a tecnologia desenvolvida pela TESLA ainda é muito custosa nos EUA. No Brasil, a instalação de painéis fotovoltaicos está crescendo, porém ainda falta muito para se popularizar. Um dos motivos é o custo, pois apesar do Brasil possuir uma das maiores minas de quartzo de excelente qualidade, sendo esta a matéria prima do silício, segundo MEI (2017), o país exporta o mineral na forma metalúrgica a US\$2,00 e importa as lâminas de silício purificado, para produzir as células voltaicas, a um custo de US\$50,00 a US\$1.000,00. O Brasil não detém a tecnologia para purificar o mineral, portanto não consegue abaixar

o custo dos painéis voltaicos. Apesar do custo, a expansão da geração de energia solar, também em meio urbano, já é uma realidade no Brasil e, além disso, já existem algumas normas para este tipo de geração de energia solar. São elas:

NORMA	ANO	DESCRIÇÃO	OBSERVAÇÕES
ABNT NBR 5410	2004	Instalações elétricas de baixa tensão. estabelece os critérios para instalações.	Em vigor / em revisão
ABNT NBR 16274	2014	Sistemas fotovoltaicos conectados à rede. Requisitos mínimos para documentação, ensaios de comissionamento, inspeção e avaliação de desempenho.	Em vigor / em revisão
ABNT NBR 5419	2015	Proteção contra descargas atmosféricas	Em vigor
ABNT NBR 16690	2019	Instalações elétricas de arranjos fotovoltaicos.	Complementa a NBR 5410- 2004
NR 10	2016	Segurança em instalações e serviços em eletricidade	Em vigor
NR 35	2012	Trabalho em Altura. Trabalhos acima de 2 metros de altura.	Em vigor

Tabela 1 – Normas brasileiras para geração de energia solar

2.1 . O Sistema Convencional De Painéis Solares

A forma mais utilizada convencionalmente para conversão de energia solar em energia elétrica é através dos painéis fotovoltaicos. De maneira geral, estes são aplicados sobre telhados pré-existentes. Inicialmente, não houve qualquer preocupação do ponto de vista estético. A tecnologia, por si só, já possuía o valor necessário. A produção destes painéis demanda o uso de alta tecnologia para que sua durabilidade atinja os 25 anos de garantia estipulados com o mesmo funcionamento inicialmente previsto. A figura 1 ilustra a composição de um painel fotovoltaico, mostrando suas várias camadas e quanto elas impactam no custo total do mesmo. Ressalta-se ainda que cada painel solar, por sua vez, tem peso médio de 18 kg a 20 kg.



Figura 1 - Composição de um painel fotovoltaico

Fonte: www.portalsolar.com.br

A camada mais vital dos painéis solares é a das células fotovoltaicas, pois são as responsáveis pela transformação da radiação solar em corrente elétrica. Elas representam 60% do custo do painel. Sua espessura, por sua vez, é inferior a 2 mm. São feitas de silício puro e são muito sensíveis, além de trincarem com facilidade. O vidro fotovoltaico é especial, temperado e com espessura entre 3,2 mm e 4 mm. Ele necessita ser ultra puro, com baixo teor de ferro, revestido com substância anti-reflexiva para garantir que a maior parte da radiação passe por ele. Seu custo corresponde a 10% da fabricação. A terceira camada é um filme encapsulante, conhecido como EVA, projetado especialmente para os painéis. Este filme tem como objetivo proteger as células fotovoltaicas do envelhecimento causado pelos raios UV, pelas temperaturas extremas e pela umidade. Seu custo, por sua vez, impacta em 8% do valor total. A próxima camada, denominada *Backsheet*, tem a aparência de um filme de plástico grosso. Ela protege os componentes internos, principalmente as células solares, que representam a vida dos painéis. Funciona também como isolante elétrico, respondendo por 8% do custo.

A última camada, por sua vez, mais próxima do telhado, é denominada caixa de junção. Ela corresponde a 6% do valor total. Localiza-se na parte de trás, colada ao painel. Dentro dela, encontram-se diodos para a segurança e bom funcionamento do módulo. É onde as células solares estão ligadas eletricamente, através de uma ligação do tipo série. Também acoplados à caixa, estão cabos e conectores especiais para interconectar os painéis quando instalados. Finalmente, representando os últimos 8% do custo total, a moldura de alumínio anodizado. Com espessura não inferior a 4 cm, a moldura é responsável por garantir a integridade dos painéis durante a instalação, não permitindo a torção do módulo e protegendo as células solares de trinca. As linhas longitudinais observadas nas células solares são chamadas de *bussbar*. De maneira geral, encontram-se até 4 delas nos dias de hoje. Elas são as ligações entre as células e, as que possuem de 3 a 4 *bussbar*, são mais eficientes. A título de informação, em painéis de 250 a 260 W, existem 6 séries de 10 células, perfazendo um total de 60 células. Todo esse processo, para a sua execução, exige máquinas especiais, muita tecnologia e mão de obra especializada.

A aplicação dos painéis solares sobre o telhado existente, permite, notadamente, a visualização de duas superfícies bem distintas, dando assim, um aspecto visual desagradável ao conjunto. Além disso, são várias etapas perigosas e trabalhosas, dentre as quais: subir no telhado, aplicar um trilho, prender os painéis um a um, dentre outras. Todas estas etapas representam gasto de tempo com um risco associado e, conseqüentemente, aplicação monetária. Na figura 2, verifica-se a ilustração de painéis solares instalados sobre telhados. A falta de estética na aplicação dos painéis fotovoltaicos foi um dos argumentos para o desenvolvimento da patente de telha fotovoltaica TESLA.



Figura 2 – Painéis fotovoltaicos instalados em residências – método convencional

Fonte: www.ocaenergia.com.br

2.2 As Patentes Da Tesla

Conforme mencionado, a Tesla apresentou duas distintas patentes complementares, visando promover a criação das telhas tipo *Shingle* que, por sua vez, seriam os próprios painéis solares, proporcionando uma geração autônoma para as edificações onde as mesmas fossem instaladas e, além disso, possuindo também um moderno arranjo de instalação capaz de superar os antigos problemas apresentados no processo de inserção dos painéis solares tradicionais. Por isso, as duas patentes conjugadas (US2019273463 e US2019058436) representam um grande avanço para a tecnologia de geração de energia solar fotovoltaica e, além disso, são integradas ao conceito do elemento BIPV.

Quanto ao funcionamento deste inovador sistema, conforme ilustra a figura 3, o exemplar 200 do sistema BIPV da patente US2019058436 – arranjo de telhas fotovoltaicas - instalado sobre um plano de telhado é representado através da referida planta esquemática. Assim sendo, no esquemático da figura 3, tem-se a correspondência com uma água do telhado (202), sendo este construído a partir de uma estrutura (208). Ressalta-se ainda que os painéis podem ser em conjunto de 3 telhas (204), 2 telhas (205) ou 1 telha (214), além de demais arranjos para melhor adaptação ao desenho do telhado, conferindo assim, maior flexibilidade ao projeto.

A patente do arranjo ainda ressalta mais um caráter inovador, uma vez que nem todas as telhas do esquemático são coletoras de energia solar. Ou seja, nem todas as telhas são

de fato, telhas fotovoltaicas. O arranjo das telhas permite que algumas sejam as coletoras solares, formando o módulo fotovoltaico. As telhas, por sua vez, estarão mecanicamente e eletricamente conectadas como parte única de uma respectiva unidade estrutural. O módulo fotovoltaico flexível, de acordo com as várias modalidades da invenção, proporciona uma facilidade de construção aprimorada, pois montar ou desmontar um painel fotovoltaico com uma unidade estrutural com três telhas de largura é frequentemente mais rápido do que montar um painel fotovoltaico semelhante, uma telha por vez.

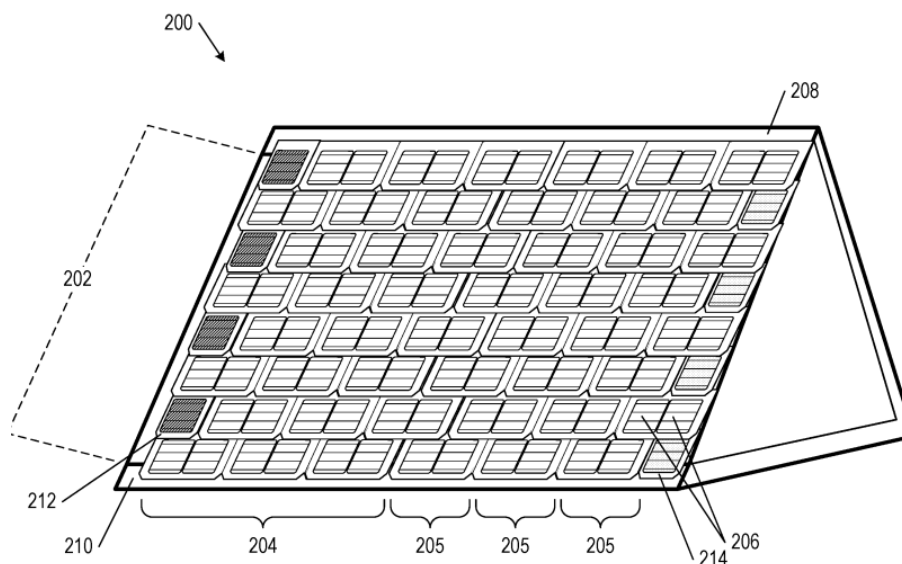


Figura 3 – Planta esquemática completa de integração do telhado – Sistema BIPV

Fonte: <https://worldwide.espacenet.com>

Patente n. US2019058436

Assim sendo, o referido sistema BIPV 200 ilustrado na figura 3 é, por sua vez, disposto a partir dos módulos fotovoltaicos em linhas horizontais ou, alternativamente, em percursos ao longo de todo o comprimento da superfície do telhado dispostos em três áreas e possui duas células solares representadas pela estrutura 206 da planta esquemática.

Ressalta-se que esta inovadora instalação pode, ainda, incluir na superfície do telhado 202 da planta esquemática, outros distintos elementos de cobertura, como telhas tradicionais representadas na figura 3 pelo elemento 212 ou ainda telhas de natureza fotovoltaica, representadas na figura 3 pelo elemento 214. Estas telhas podem ser inseridas na superfície geral do telhado 202 com finalidades diferentes. As telhas fotovoltaicas individuais normalmente são utilizadas para preencher lacunas entre os módulos fotovoltaicos ou ainda na superfície do telhado onde estes módulos não se encaixariam de forma ideal para o sistema BIPV. A figura 4, por sua vez, inclui módulos fotovoltaicos representados pelo elemento 204 da planta esquemática, telhas fotovoltaicas representadas pelo elemento 205 e telhas padrão representadas pelo elemento 210. Esta planta esquemática representa um envelope estrutural referente à superfície do telhado central representado pelo elemento 202. Com a compreensão dos circuitos esquemáticos presentes nas duas plantas apresentadas neste artigo, é evidente que os módulos fotovoltaicos que formam o sistema BIPV 200

reduzem consideravelmente a complexidade referente à respectiva instalação de sistemas fotovoltaicos convencionais e, além disso, proporcionam uma aparência uniforme do ponto de vista estético, além de serem as próprias unidades geradores de energia elétrica do sistema a que estão acoplados. A figura 5, por sua vez, ilustra com seria esta integração.

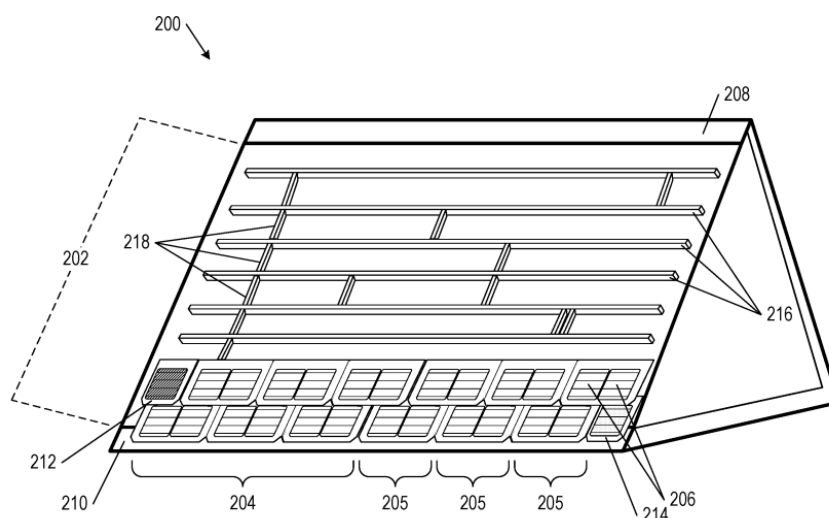


Figura 4 – Planta esquemática simplificada de integração das telhas

Fonte: <https://worldwide.espacenet.com>

Patente n. US2019058436

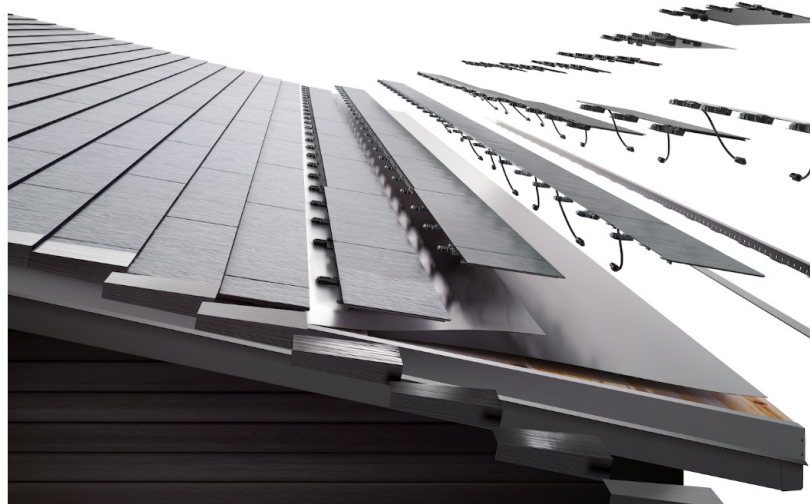


Figura 5 – Esquemático da integração e arranjo das telhas

Fonte: www.tesla.com

Este sistema BIPV é capaz de alcançar uma função combinada com a estrutura sólida do telhado central 202 e, além disso, operar como um circuito coletor de energia solar. Outros distintos aspectos do telhado 202 e de sua superfície são capazes de interagir com o sistema BIPV 200, visando formar um telhado satisfatório e, a introdução de componentes de impermeabilidade, como revestimentos, também é possível de ser feita por baixo ou entre os módulos fotovoltaicos, telhas fotovoltaicas e/ou telhas padrão, objetivando que o telhado

central 202 funcione impedindo que a água entre na estrutura do edifício em questão.

Assim, a Tesla evidencia com a apresentação de duas patentes conjugadas que as referidas telhas serão os próprios painéis solares capazes de gerar a energia elétrica a partir da irradiação solar e, além disso, possuirão também um arranjo sofisticado para facilitar as respectivas instalação e operação do avançado sistema BIPV em questão, através da integração de todos os elementos presentes nos circuitos esquemáticos anteriormente explicitados, visando gerar um conjunto esteticamente harmonioso e eletricamente eficiente para o consumidor.

Uma das grandes diferenças entre o método convencional de painéis solares com telha BIPV da TESLA, conforme descrito anteriormente, o painel solar convencional inclui o laminado fotovoltaico que é utilizado em células convencionais à base de silício e consiste em um sanduíche de silício em camadas de silício em uma folha de vidro superior que protege o laminado e uma folha traseira que pode incluir uma pluralidade de camadas - e estrutura metálica rígida. O painel solar / telha BIPV da TESLA, objeto da patente [US2019273463](#) é uma armação estriada com ranhuras em torno da face externa da armação em todos os lados (figura 6). Nesse módulo, a ranhura serve como um mecanismo para conectar a outros módulos. O laminado pode incluir uma pluralidade de módulos de estrutura ranhurada que são células solares individuais que são conectadas para formar uma única unidade sob a folha de vidro superior. Este exemplo pode ser visto também na figura 7, que é uma foto da telha BIPV da TESLA – *Solar Roof V3*, bem como o telhado montado na figura 8.

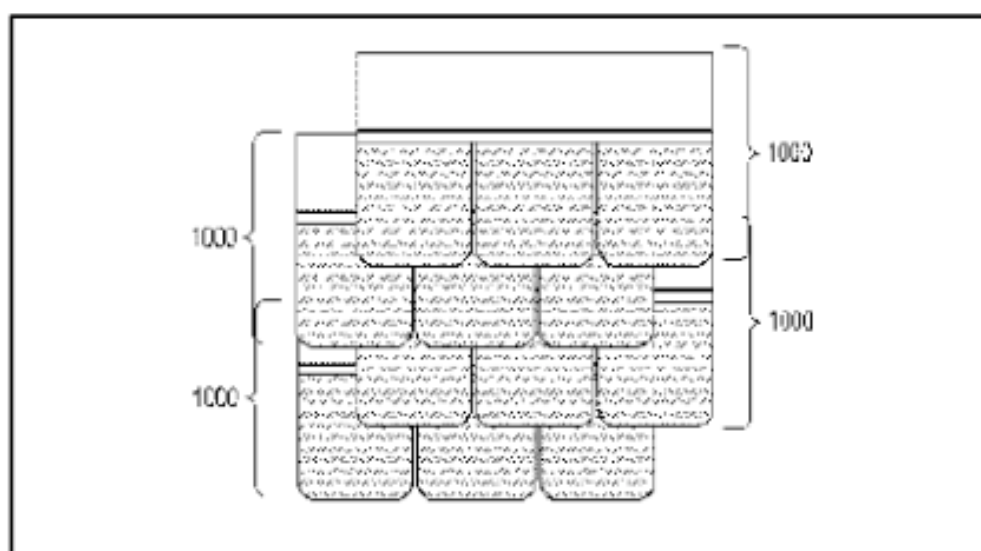


Figura 6 – A telha ranhurada tipo *Shingle* e arranjo

Fonte: <https://worldwide.espacenet.com>

Patente n. US2019273463

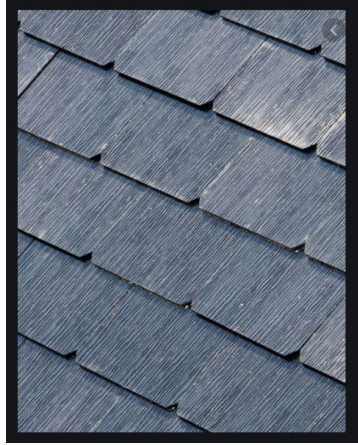


Figura 7 – Telha ranhurada tipo Shingle e arranjo

Fonte: www.tesla.com



Figura 8 – A *Solar Roof Tiles V3* em desenho de marketing da TESLA

Fonte: www.tesla.com

3 | CONCLUSÃO

Em resumo, as vantagens do sistema de arranjo e telhas fotovoltaicas da TESLA são:

- Flexibilidade no arranjo, acompanhando o desenho do telhado, através de módulos de 1 a 3 telhas, podendo acoplá-las formando módulos de 5, por exemplo, 2 + 3 telhas;
- Módulos acoplados que facilitam a instalação;
- Mais leve que os painéis solares convencionais;
- Maior resistência à água, através de módulos acoplados das telhas;
- Maior resistência ao vento, através do desenho achatado das telhas tipo *Shingle*;
- Maior eficiência na captação da energia solar, uma vez que todo o telhado tem painéis coletores, armazenando a energia ao longo do dia, independente da inclinação do solar e de possíveis zonas de sombra;
- Melhor estética.

A TESLA já lançou este produto, objeto das patentes US2019273463 e US2019058436, em novembro de 2019 e, espera-se que com a utilização das telhas *Solar Roof Tile V3*, a TESLA consiga dirimir as duas desvantagens que, até o momento se apresentam: Custo e baixa produtividade. Quanto ao objetivo da patente que era criar um painel solar esteticamente agradável e que este não tenha dissonância de vida útil com o telhado, considera-se plenamente alcançado, como pode ser visto na figura 8.

REFERÊNCIAS

ATCHLEY, B.E., MEISEL, A. – **Flexible solar roofing modules** – Applicant : TESLA Inc.; Publicação : USA2019058436 , 2019-Fevereiro.- www.worldwide.espacenet.com.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5410: Instalações elétricas de baixa tensão** - Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16274: Sistemas fotovoltaicos conectados à rede** - Rio de Janeiro, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 5419: Proteção contra descargas atmosféricas** - Rio de Janeiro, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16690: Instalações elétricas de arranjos fotovoltaicos** - Rio de Janeiro, 2019.

BIYIK, E. et al – **A key review of building integrated photovoltaic (BIPV) system** – *Engineering Science and Technology, International Journal* 20, 2017 – 833 – 858. www.elsevier.com/locate/jestch

BRASIL (a), Ministério do Trabalho e do Emprego. **NR-10 – Segurança em Instalações e Serviços em Eletricidade**. Brasília, Última Revisão – 2016.

BRASIL (b), Ministério do Trabalho e do Emprego. **NR-35 – Trabalho em Altura**. Brasília, 2012.

MEI, P.R. – **Silício brasileiro para células solares** – Revista de Pesquisa FAPESP – 2012 – <https://revistapesquisa.fapesp.br/2012/07/16/silicio-brasileiro-para-celulas-solares/>

SEERY, M. e ALMY, C.B. – **Interlocking BIPV roof tile with backer** - Applicant: TESLA Inc.; Publication: USA2019273463 2019- Maio..www.worldwide.espacenet.com

MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO DO LAGE, CARATINGA – MG

Data de aceite: 17/06/2020
Data de submissão: 26/03/2020

José Geraldo da Silva

Universidade Federal de Itajubá – M/G.

<http://lattes.cnpq.br/0070487368695526>

Aline Gomes Ferreira

Engenharia Ambiental e Sanitária pelo
Centro Universitário de Caratinga – UNEC –
Caratinga-M/G.

Link Curriculum Lattes ou ORCID

Kleber Ramon Rodrigues

Professor Titular do Centro Universitário de
Caratinga – UNEC – Caratinga-M/G.

<http://lattes.cnpq.br/1331439880318068>

Erick Wendelly Fialho Cordeiro

Engenharia Ambiental e Sanitária pelo
Centro Universitário de Caratinga – UNEC –
Caratinga-M/G.

Link Curriculum Lattes ou ORCID

RESUMO – Caracterizar morfometricamente uma bacia hidrográfica deve ser um dos primeiros métodos a serem executados em análises dinâmicas da água ou do ambiente, e tem como objetivo sanar várias dúvidas relacionadas com o a dinâmica hidrológica de bacias hidrográficas. O objetivo deste trabalho é analisar as condições morfométricas da bacia hidrográfica da do

Ribeirão do Lage, localizada no Município de Caratinga-MG, a partir de alguns parâmetros físicos, que foram obtidos em campo, além da utilização de mapas e cartas topográficas como subsídio para os cálculos necessários para a caracterização.

PALAVRAS-CHAVE: Morfometria, geomorfologia, bacia hidrográfica, Ribeirão do Lage.

MORPHOMETRY OF THE RIBEIRÃO DO LAGE HYDROGRAPHIC BASIN, CARATINGA - MG

ABSTRACT – To characterize a hydrographic basin morphometrically must be one of the first methods to be performed in dynamic analysis of water or the environment, and aims to solve several doubts related to the hydrological dynamics of hydrographic basins. The objective of this work is to analyze the morphometric conditions of the Ribeirão do Lage hydrographic basin, located in the Municipality of Caratinga-MG, from some physical parameters, which were obtained in the field, in addition to the use of maps and topographic maps as a subsidy for the necessary calculations for the characterization.

KEYWORDS Morphometry, geomorphology, watershed, Ribeirão do Lage.

1 | INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica é definida como uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. É composta basicamente de um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos d'água que confluem até resultar um leito único no exutório (SILVEIRA, 2001 apud CARDOSO, C. A. et al, 2006).

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, dentre outros) e do tipo de cobertura vegetal (Lima, 1986). Desse modo, as características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando dentre outros, a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e os escoamentos superficial subsuperficial (TONELLO, 2005 apud FERREIRA et. al, 2010).

As formas da superfície terrestre, a explicação do relevo, sua evolução e os processos de seu modelado são resultados da morfometria da região, a qual descreve as características físicas das microbacias hidrográficas. A análise do relevo permite sintetizar a história das interações dinâmicas que ocorrem entre o substrato litológico e o tectônico. O estudo da conformação atual do terreno permite deduzir a intensidade dos processos erosivos e de deposição, a distribuição, textura e composição dos solos. Entre as unidades de análise da paisagem, a bacia hidrográfica é uma das mais utilizadas, porque constitui um sistema natural bem delimitado no espaço, composto por um conjunto de terras topograficamente drenadas por um curso de água e seus afluentes, onde as interações são integradas, e assim, mais facilmente interpretadas (PISSARRA & MORA, 2008).

Assim a bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema geomorfológico aberto, e como tal ela se encontra, mesmo quando não perturbada, em contínua flutuação, num estado de equilíbrio transacional ou dinâmico. Ou seja, a adição de energia e a perda de energia do próprio ecossistema encontram-se sempre em delicado balanço. Desse modo, a área da bacia hidrográfica tem influência sobre a quantidade de água produzida como deflúvio. A forma e o relevo, no entanto, atuam sobre a taxa ou sobre o regime dessa produção de água, assim como a taxa de sedimentação. O caráter e a extensão dos canais (padrão de drenagem) afetam a disponibilidade de sedimentos, bem como a taxa de formação do deflúvio. Muitas dessas características físicas da bacia hidrográfica, por sua vez, são, em grande parte, controladas ou influenciadas pela sua estrutura geológica. (LIMA, 1986).

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, e tem como objetivo elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (TEODORO et. al, 2007). “Cabe à morfometria a mensuração e análise matemática da configuração da superfície terrestre e da forma e dimensões de sua paisagem” (COOKE & DOORNKAMP, 1992 apud JUNIOR & ROSSETI, 2005). As características morfométricas podem ser usadas na inferência sobre prováveis efeitos da interferência humana no sistema e nas estimativas das características de um rio da bacia

numa área remota, necessária ao levantamento de recursos naturais, ou em partes não monitoradas de áreas já desenvolvidas (RAFAELI NETO, 1994 apud JUNIOR & ROSSETI, 2005).

A combinação dos diversos dados morfométricos permite a diferenciação de áreas homogêneas. Estes parâmetros podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais. Destaca-se também sua importância nos estudos sobre vulnerabilidade ambiental em bacias hidrográficas. (ANTONELLI & THOMAS, 2007 *apud* TEODORO *et. al*, 2007).

Este trabalho teve como objetivo determinar e analisar as características morfométricas da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lage situado à margem direita do rio Caratinga, que por sua vez é um importante afluente do Rio doce.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Caratinga possui como importante afluente a bacia do Ribeirão do Lage (fig. 1), onde o abastecimento de água da cidade é feito pela captação e tratamento de água desse afluente que está totalmente inserido nos municípios de Santa Bárbara do Leste (24%), Santa Rita de Minas (18%) e Caratinga (58%), entre as coordenadas geográficas 19°58'04" a 19°58'7" de Latitude sul e 42°7'18" a 42°3'5" de Longitude Oeste. A área de drenagem do Ribeirão do Lage tem aproximadamente uma área de 80 km² e 25,9 km de extensão (ANDRADE, 2005).

O estudo classifica a bacia hidrográfica Ribeirão do Lage como exorreicas, isto é, quando o escoamento das águas se faz de modo contínuo até o mar ou oceano, visto que as águas do Ribeirão do Lage convergem para o rio Caratinga, que por sua vez é afluente de margem direita da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.

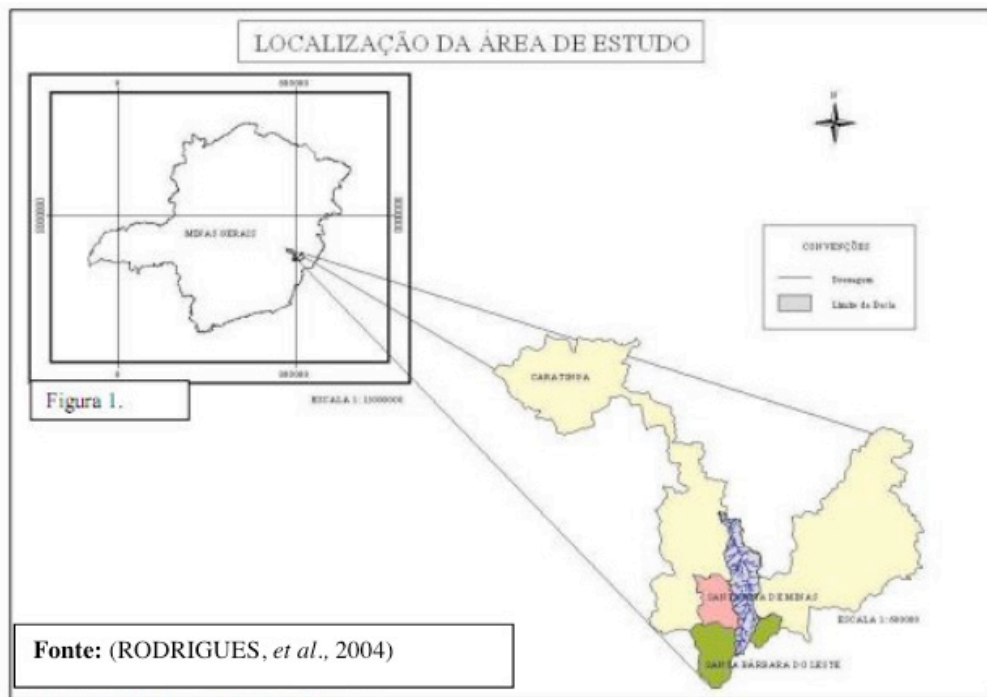


Figura 1: Localização da área de estudo.

De acordo com Rodrigues (2004) o solo predominante na bacia é o Latossolo Vermelho amarelo. O trecho do Alto ribeirão do Lage possui um relevo acidentado e recebe pequenas contribuições de seus afluentes, no trecho do médio e baixo do ribeirão do Lage, o vale é mais aberto, com áreas maiores de planícies.

2.2 Descritores morfométricos utilizados

A realização da caracterização morfométrica desta bacia inicia-se pela ordenação dos canais fluviais, com a finalidade de estabelecer a hierarquia fluvial. O levantamento cartográfico e a delimitação da bacia hidrográfica da área em estudo foram efetuados com base no mapa topográfico em escala 1:100.000 do IBGE.

As fórmulas para obtenção dos parâmetros morfométricos são encontradas em Christofolletti (1980), Horton, 1945, França Junior et al. (2007) estão apresentadas a seguir:

2.2.1 Análise Linear da Rede Hidrográfica

Na análise linear são englobados os índices e relação a propósito da rede hidrográfica, cujas medições necessárias são efetuadas a partir das linhas de escoamento. Podemos definir os seguintes (CHRISTOFOLETTI, 1980).

2.2.1.1. Índice de bifurcação da bacia

A relação entre o número total de segmentos de certa ordem e o número total dos de ordem imediatamente superior. (HORTON, 1945 *apud* CHISTOFOLETTI, 1980). Calcula-se pela equação (1).

$$R_b = \frac{N_u}{N_{u+1}} \quad (1)$$

Na qual N_u é o número de segmentos de determinada ordem e N_{u+1} é o número de segmentos da ordem imediatamente superior.

2.2.1.2. Comprimento do rio principal

É a distância que se estende ao longo do curso desde a desembocadura até determinada nascente.

2.2.1.3. Extensão do percurso superficial

Representa a distância média percorrida pelas enxurradas entre o interflúvio e o canal permanente, correspondendo uma das variáveis independentes mais importantes que afeta tanto o desenvolvimento hidrológico como o fisiográfico das bacias de drenagem. Durante a evolução do sistema de drenagem, a extensão do percurso superficial está ajustada ao tamanho apropriado relacionado com as bacias de primeira ordem, sendo aproximadamente igual à metade do recíproco do valor da densidade da drenagem (FRANÇA JUNIOR et al., 2007). É calculado com a equação 2.

$$Eps = \frac{1}{2Dd} \quad (2)$$

Na qual Eps representa a extensão do percurso superficial e Dd é o valor da densidade de drenagem.

2.2.2 Análise Areal Das Bacias Hidrográficas

Na análise areal das bacias hidrográficas estão englobados vários índices nos quais intervêm medições planimétricas, além de medições lineares. Podemos incluir os seguintes índices (CHISTOFOLETTI, 1980).

2.2.2.1. Área da bacia (A)

É toda a área drenada pelo conjunto do sistema fluvial, projetada em plano horizontal. Determinado o perímetro da bacia, a área pode ser calculada com o auxílio do planímetro, de papel milimetrado, pela pesagem de papel uniforme devidamente recortado ou através de técnicas mais sofisticadas, com o uso de computador. (FRANÇA JUNIOR et al., 2007).

2.2.2.2. Comprimento da bacia (L)

Distância medida em linha reta entre a foz e determinado ponto do perímetro, que assinala equidistância no comprimento do perímetro entre a foz e ele. O ponto mencionado representa, então, a metade da distância correspondente ao comprimento total do perímetro (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007).

2.2.2.3. Índice de forma da bacia (Kf)

Existem vários índices utilizados para a forma das bacias, sendo que eles sempre tendem a relacioná-la com uma figura geométrica. O índice mais utilizado é o fator de forma que relaciona a forma da bacia com um retângulo. O fator de forma (Kf) consiste na relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. Mede-se o comprimento da bacia (L) quando se segue o curso d'água mais longo desde a desembocadura até a cabeceira mais distante da bacia. A largura média (Lm) é obtida quando se divide a área da bacia (A) pelo comprimento da bacia (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007).

Esse índice é dado pelas seguintes equações 3, 4 e 5:

$$Kf = \frac{Lm}{L} \quad (3)$$

Porém como:

$$Lm = \frac{A}{L} \quad (4)$$

Implica que:

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (5)$$

O fator de forma constitui um índice indicativo da maior ou menor propensão para o aparecimento de enchentes de uma bacia. Dessa forma, uma bacia com um fator de baixo é menos sujeita a enchentes que outra do mesmo tamanho, porém que possua um fator de forma maior. Isso se deve que, numa bacia estreita e longa (Kf baixo), há menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda sua extensão; além do que, as contribuições dos tributários atingem o curso d'água principal em vários pontos ao longo do mesmo, afastando-se, portanto, da condição ideal de bacia circular, na qual a concentração de todo o deflúvio da bacia se dá num só ponto (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007).

2.2.2.4. Ordem do curso de água ou grau de ramificação

A ordem dos rios é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro da bacia. São considerados de primeira ordem, as correntes formadoras, ou seja, os pequenos canais que não tenham tributários, quando dois canais de primeira ordem se unem é formado um segmento de segunda ordem, a junção de dois cursos de segunda ordem dá

lugar à formação de um curso de terceira ordem e, assim sucessivamente dois rios de ordem n dão lugar a um rio de ordem $n+1$. Dessa forma a ordem do rio principal mostra a extensão da ramificação da bacia como um todo. (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007).

2.2.2.5. Densidade de rios

É a relação existente entre o número de rios ou cursos de água e área da bacia hidrográfica. Sua finalidade é comparar a frequência ou a quantidade de cursos de água existentes em uma área de tamanho padrão como, por exemplo, o quilômetro quadrado. Esse índice foi primeiramente definido por Horton (1945), podendo ser calculada pela equação 6.

$$D_r = \frac{N}{A} \quad (6)$$

Na qual D_r é a drenagem de rios; N é o número total de rios ou cursos de água e A é a área da bacia considerada.

2.2.2.6. Densidade da drenagem

A densidade da drenagem correlaciona o comprimento total dos canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica. A densidade de drenagem foi inicialmente definida por Horton (1945), podendo ser calculada pela equação 7.

$$D_d = \frac{L_t}{A} \quad (7)$$

Na qual D_d significa densidade da drenagem; L_t é o comprimento total dos canais e A é a área da bacia.

2.2.2.7. Densidade de segmentos da bacia (F_s)

É a quantidade de segmentos existente em determinada bacia hidrográfica por unidade de área. Deve-se aplicar o sistema de ordenação de Strahler (1958) e somar a quantidade de segmentos de todas as ordens da bacia. Para calculá-la utiliza-se a equação 8:

$$F_s = \frac{\sum n_i}{A} \quad (8)$$

Onde n_i = número de segmentos de determinada ordem $i = 1^a : 2^a : 3^a \dots$, enésima ordem; A = área da bacia.

2.2.2.8. Razão de Textura

A razão de textura (T) corresponde à relação entre o número de canais de primeira ordem (Nw_1) e seu perímetro (P). Esses autores classificam as classes de textura topográfica em: grosseira ($T < 2,5$); média (T entre 2,5 a 6,2); e fina ($T > 6,2$). (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007). A razão de textura é obtida através da equação 9:

$$T = \frac{Nw_1}{P} \quad (9)$$

P

Onde, T é a razão de Textura (rios/Km), Nw1 é o número de rios da primeira ordem e P é perímetro da microbacia.

2.2.2.9. Coeficiente de manutenção (Cm)

Esse índice tem a finalidade de fornecer a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento. O referido autor considera-o como um dos valores numéricos mais importantes para a caracterização do sistema de drenagem, podendo ser calculado através da seguinte expressão, a fim de que seja significativa na escala métrica (FRANÇA JUNIOR *et al.*, 2007). Para encontrar o coeficiente de manutenção utiliza-se a equação 10.

$$Cm = \frac{1.1000}{A} \quad (10)$$

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Morfometria da bacia hidrográfica

Para identificação dos padrões de drenagem da bacia do Ribeirão do Lage, o mesmo foi dividido em três partes (alto, médio e baixo). Sendo no Alto Ribeirão do Lage compreende a sua nascente localizada no município de Santa Barbara do Leste e uma pequena porção sul do município de Santa Rita de Minas.

O Alto ribeirão do Lage apresenta padrão de drenagem paralela e o Médio Ribeirão do Lage drenagem dendrítica pinadas por compreenderem cursos d'água paralelos ligados ao rio principal em ângulos agudos e o baixo Ribeirão do Lage se caracteriza pelo padrão de drenagem paralela do subtipo subparalela.

O Quadro 1 apresenta os resultados dos cálculos obtidos da caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão do Lage. A área de drenagem da bacia é de aproximadamente 88 km² e o comprimento do rio principal é de aproximadamente 25,9 km. De acordo com os resultados, pode-se afirmar que a bacia hidrográfica do ribeirão do Lage mostra-se pouco suscetível a transbordamentos em condições normais de precipitação, ou seja, excluindo-se eventos de intensidades anormais, pelo fato de que seu fator de forma exibir um valor baixo (0,13).

Área (A)	88 km²
Comprimento da Bacia (L)	25,9 km
Perímetro	65,0 km
Comprimento do rio principal	30,2 Km
Densidade de drenagem (Dd)	1,20 km/km ²
Extensão do percurso superficial (E _{ps})	0,41 km
Índice de forma (Kf)	0,133
Forma da bacia	Alongada
Razão de bifurcação (Rb)	3,98
Grau de ramificação (ordem da bacia)	4 ^a ordem
Densidade dos rios (Dr)	0,71
Densidade dos segmentos da bacia (Fs)	0,943
Coeficiente de manutenção (Cm)	833, 3
Gradiente Topográfico (Gt)	2,31 %
Razão de Textura (T)	0,97 rios/km

Quadro 1 - Características morfométricas da bacia do ribeirão do Lage – MG.

Assim, há uma indicação de que a bacia não possui forma circular, possuindo, portanto, uma tendência de forma alongada. Em bacias com forma circular, há maiores possibilidades de transbordamentos ocorrerem simultaneamente em toda a sua extensão, concentrando grande volume de água no tributário principal.

Observa-se que os parâmetros morfométricos analisados, principalmente os índices de Dd, Dr, T e Gt, sofrem forte influência das componentes litoestruturais da região. Assim, as morfologias mais suaves representam as rochas menos resistentes ao intemperismo, sendo que, em áreas mais íngremes, ocorre o contrário.

A densidade de drenagem encontrada na bacia hidrográfica do ribeirão do Lage foi de 1,20 km/km². De acordo com Villela e Mattos (1975), esse índice pode variar de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre a 3,5 km/km², ou mais, em bacias bem drenadas, indicando, assim, que a bacia em estudo, apresenta uma densidade de drenagem considerada moderada a boa.

A bacia também apresenta, considerável susceptibilidade ao escoamento por ser mais alongada; menor risco de grandes cheias e transbordamentos em condições normais de pluviosidade anual e topografia muito favorável ao escoamento superficial, sendo o relevo bastante acidentado nas proximidades da nascente do Ribeirão do Lage.

Adensidade de drenagem é um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia. Esses valores ajudam substancialmente o planejamento do manejo da bacia hidrográfica. O sistema de drenagem da bacia em estudo, de acordo com a hierarquia de Strahler (1958), possui ramificação de quarta ordem, significando que a bacia apresenta um valor regular de ramificação da bacia e a extensão do percurso superficial (E_{ps}) apresentando um valor de 410 metros que caracteriza comprimentos de vertentes com valores medianos, que favorecem a uma maior infiltração em detrimento do

escoamento superficial.

Quanto maior a razão de bifurcação implica numa maior ramificação do sistema de drenagem, maior também a densidade de drenagem, diminuindo as possibilidades de contaminação, devido ao maior número de canais com água para fazer a auto depuração dos efluentes residenciais e agropecuários existentes na bacia.

Porém a bacia em estudo apresenta uma razão de bifurcação intermediária (conforme ilustra o quando 2). A relação de bifurcação oscila normalmente entre 3,0 e 5,0. Em regiões de vales rochosos escarpados, valores extremamente altos deste índice 8 podem ser esperados e vão sugerir bacias alongadas com hidrogramas apresentando o mesmo formato.

Ordem	Números de canais	R_b
1	63	-
2	15	4.2
3	4	3.75
4	1	4
R_b médio da bacia		3.98

Quadro 2 - Razão de bifurcação

4 | CONCLUSÃO

A análise dos dados e a interpretação dos resultados obtidos nas condições atuais da bacia hidrográfica permitiram concluir que a bacia hidrográfica do Ribeirão do Lage tende para uma forma alongada, evidenciando menor risco de transbordamentos em condições normais de pluviosidade anual.

O Gradiente topográfico médio encontrado na bacia foi de 2,31%, que atrelado ao coeficiente de manutenção tem-se uma bacia hidrográfica tendendo para uma maior infiltração, favorecendo a recarga das nascentes, melhorando assim, o poder de auto depuração da bacia objeto de estudo.

O índice de forma da bacia, juntamente com o resultado da declividade média apontam para uma bacia mais alongada, desfavorecendo as possibilidades de inundações.

A densidade de drenagem foi considerada moderada a boa ($D_d = 1,2 \text{ km.km}^{-2}$), favorecendo para um cenário (bacia) com mais calhas (fontes) para a irrigação dos empreendimentos agropecuários existentes nos municípios de Santa Bárbara dos Leste Santa Rita de Minas e Caratinga, considerando os anos com precipitações normais.

Com relação ao padrão de drenagem, a bacia apresenta padrão variando entre o dendrítico e o paralelo, sendo este último encontrado principalmente onde há um maior controle estrutural ou nos locais de encostas mais acentuadas (próximo da nascente).

Os parâmetros supracitados têm grande influência sobre o escoamento superficial e, conseqüentemente, sobre o processo de erosão, que resulta em perdas de solo, água, matéria orgânica, nutrientes e microfauna, com maior ocorrência nas proximidades dos Municípios de Santa Barbara e Santa Rita pelo grande número de afloramentos rochosos

e pela presença da Serra dos Turcos, onde se encontra a nascente principal do Ribeirão do Lage provocando, assim, assoreamento dos corpos d'água das várzeas localizadas no Médio Ribeirão do Lage.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, M. H. S. L. de. **Cobrança pelo uso da água na hidrográfica do Ribeirão do Lage, Caratinga – MG.** Centro Universitário de Caratinga, Dissertação de Mestrado de Sustentabilidade e Meio Ambiente. Caratinga/MG, outubro de 2005.
- CARDOSO, C. A. *et al.* Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Debossan. Nova Friburgo, RJ. **Sociedade de Investigações Florestais**, Viçosa-MG, v.30, n. 2, p. 241 - 248, 2006.
- CHRISTOFOLETTI, Antônio. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Ed. **Edgard Blucher Ltda.**, 236 p. 1980.
- FERREIRA, C. W. S. *et al.* **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Açude Cachoeira II, no município de Serra Talhada – PE, Brasil.** VI Seminário Latino Americano de Geografia Física, II Seminário Ibero Americano de Geografia Física, Universidade de Coimbra, 2010.
- FRANÇA JUNIOR, P. *et al.* **Caracterização hidromorfológica da bacia do córrego Pinhalzinho Segundo – Umuarama-PR.** Universidade Federal de Viçosa – UFV, 2007.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology, **Geol. Soc. America Bulletin** (1945), 56 (3), pp. 275-370.
- JUNIOR, O. B. P.; ROSSETE, A. N. **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Ribeirão Cachoeira, MT-Brasil.** Geoambiente On-line. Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), Jataí-GO, n.4, 2005.
- LIMA, W.P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas.** São Paulo: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1986. 242p.
- RAFAELI NETO, Silvio L. **Análises morfométricas em bacias hidrográficas integradas a um sistema de informações geográficas.** 1994. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 135 p.
- RODRIGUES, *et al.* **Uso e ocupação do solo e unidades geoambientais da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lage, localizado no município de Caratinga, MG.** Universidade Federal de Viçosa – UFV, 2004.
- SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). **Hidrologia: Ciência e aplicação.** São Paulo: EDUSP, 2001. p 35-51.
- STRAHLER, A. N. **Dimensional analysis applied to fluvial eroded landforms,** *Geol. Soc. America Bulletin* (1958), 69, pp. 279-300.
- TEODORO, V. L. I. *et al.* Conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **REVISTA UNIARA**, n.20, 2007.
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, L. de ALVARES, C. A.; RIBEIRO, S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães–MG, **Sociedade de Investigações florestais**, Viçosa-MG, v.30, n.5, p.849-857, 2006.

O DESAFIO DA COMUNIDADE RURAL DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC SOBRE O USO DOS AGROTÓXICOS

Data de aceite: 17/06/2020

Daniely Neckel Rosini

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Alexandre Tadeu Paulino

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Débora Cristina Correia Cardoso

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Jordana dos Anjos Xavier

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

RESUMO: O Brasil é líder mundial na utilização dos agrotóxicos, os impactos na saúde dos produtores e no meio ambiente causados por esses produtos são intensos. O presente artigo teve como objetivo fazer um levantamento sobre o comportamento dos produtores rurais perante o manejo dos agrotóxicos no município de Bom Retiro-SC. Através de um questionário pré-estruturado, cinquenta agricultores foram

entrevistados. As perguntas envolveram as características gerais da comunidade, o uso, controle e fiscalização dos agrotóxicos, a destinação das embalagens, a exposição aos pesticidas e os impactos ao ambiente e à saúde humana. Foi possível observar que 76% dos entrevistados são analfabetos ou possuem ensino fundamental incompleto. A maioria (68%) não lê os rótulos das embalagens dos produtos e apenas 4% lê e consegue compreender tudo o que está descrito. A maioria lava as embalagens e faz a devolução. Muitos produtores afirmam que sabem que os agrotóxicos fazem mal à saúde, mas poucos sabem afirmar algum impacto que eles causam. Além disso, apenas 8% utilizam os EPIs completos para aplicar os agrotóxicos. 98% deles afirmaram que não existe fiscalização sobre o uso dos agrotóxicos. Ações dinâmicas de educação e conscientização para os produtores rurais sobre os impactos ambientais se tornam extremamente necessárias para amenizar os problemas que estes podem causar.

PALAVRAS-CHAVE: Produtores rurais. Uso de agrotóxicos. Saúde do trabalhador.

ABSTRACT: Brazil is the world leader in the use of pesticides, and the impacts on the health of producers, as well as in the environment caused by these products are

intense. The present paper aimed to assess the behavior of rural producers regarding the management of pesticides in the municipality of Bom Retiro-SC. Through a pre-structured questionnaire, fifty farmers were interviewed. The questions involved general characteristics of the community, the use, control and inspection of pesticides, the destination of packaging, exposure to pesticides and impacts on the environment and human health. It was possible to observe that 76% of the interviewees are illiterate or have incomplete elementary education. The majority (68%) do not read the product packaging labels and only 4% are able to read and understand all that is described. The majority interviewed wash the packages and return them. Many producers claim that they know pesticides are bad for their health, but only a few do know how to claim any impact they cause. In addition, only 8% use complete PPEs to apply pesticides. 98% of them stated that there is no inspection on the use of pesticides. Many pesticides used in the region have a high degree of toxicity. Dynamic education and awareness actions for rural producers on environmental impacts are extremely necessary to alleviate the problems they can cause.

KEYWORDS: Rural producers. Use of pesticides. Worker's health.

1 | INTRODUÇÃO

O aumento na produção de alimentos fez com que insetos, fungos e bactérias se proliferassem e passassem a interferir no bem-estar das pessoas (HARARI, 2016). Há registros bíblicos da devastação de plantações por insetos e fungos, que eram considerados castigos dos deuses. Nessa época, rituais religiosos eram utilizados como a melhor solução. Com o passar do tempo, novas alternativas foram surgindo, apesar de que os povos utilizavam alguns compostos e não sabiam como eles agiam. O enxofre usado pelos sumérios em 2500 a. C. no combate a insetos, o piretro utilizado desde 400 a. C. para controlar piolhos, compostos de arsênio e mercúrio utilizados pelos chineses no século XIV para controlar insetos. Além disso, outros métodos com o uso de plantas, óleos, ervas e cinzas também eram manipulados para o controle de pragas (BRAIBANTE e ZAPPE, 2012).

Com o desenvolvimento de novas práticas agrícolas no século XVIII, os problemas com as pragas passaram a se agravar. No século XIX surgiram os primeiros compostos químicos inorgânicos para controlar diversas pragas: enxofre e cal para controlar fungos da maçã, sulfato de cobre e cal para combater fungos na uva, arsenito de cobre para controlar o besouro da batata, sulfato ferroso como herbicida seletivo e fluoreto de sódio no controle de formigas. Muitos desses compostos eram muito tóxicos, como o ácido cianídrico usado nos Estados Unidos para eliminar insetos, que logo ficaram resistentes (UNSWORTH, 2010). Compostos orgânicos de origem vegetal também passaram a ser utilizados no combate à pragas, como a nicotina para controlar insetos e a rotetona para combater lagartas (BARBOSA, 2004).

No início do século XX, os problemas ficaram mais intensos e foram desenvolvidos os inseticidas orgânicos sintéticos. O marco foi a partir da transformação do composto nitrogenado presente na urina e sintetizado pelo químico alemão Friedrich Wohler, o inorgânico cianato de amônio em ureia, em 1828. Naquela época, se acreditava que os compostos orgânicos não poderiam ser sintetizados em laboratório (WOHLER, 1828).

Durante a segunda guerra mundial, na década de 1940, os inseticidas orgânicos sintéticos começaram a ser utilizados em maior escala com o intuito de proteger os soldados de doenças de climas tropicais, como a malária. Em 1943, foi descoberto a atividade do inseticida organoclorado 1,1,1-tricloro-2,2-di(p-clorofenil)etano (DDT), utilizado para combater piolhos nas tropas americanas, que transmitiam a doença tifo exantemático. O DDT apresenta inúmeros impactos ao ambiente, assim como os outros organoclorados, que são constituídos por carbono, hidrogênio e cloro, ele é insolúvel em água e possui solubilidade em líquidos apolares e alta estabilidade, pois demora muitos anos para ser degradado na natureza (RUSSEL, 2001). Também relacionados à segunda guerra mundial, os organofosforados surgiram entre as décadas de 1930 e 1940 com o intuito de serem utilizados como armas químicas. Estes compostos podem conter em sua estrutura átomos de carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre e fósforo. A toxicidade dos organofosforados é maior do que a dos organoclorados, mas eles são menos persistentes no ambiente (DAVIS, 2014).

A revolução verde a partir da década de 1950, permitiu um avanço de insumos de mecanização e, conseqüentemente, o aumento da produção e diminuição dos custos agrícolas, mas não se tinha ideia da dimensão que esse avanço indiscriminado poderia causar ao ambiente (DAVIS, 2014). O livro Primavera Silenciosa (CARSON, 1962) foi o primeiro alerta sobre o uso de agrotóxicos, uma denúncia pública ao relatar os efeitos do DDT em aves, o que levou a reflexão de muitas pessoas no mundo todo. No Brasil o DDT foi proibido em 1985, através da portaria n. 329 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 1985). Quatro anos depois, no Brasil foi instituída a lei 7.802, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins e define em seu artigo 2º, agrotóxicos como:

a) os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos; b) substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento (BRASIL, 1989).

Em Santa Catarina, o decreto nº 1.331, de 16 de outubro de 2017 regulamenta a Lei nº 11.069, de 1998, que “dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do Estado de Santa Catarina, e adota outras providências” (BRASIL, 1989; SANTA CATARINA, 2017).

Atualmente existe uma demanda crescente por novos agroquímicos, pois os organismos vão criando resistência a esses produtos ao longo do tempo (DAVIS, 2014).

Bom Retiro é um município da região serrana de Santa Catarina e foi escolhido como área deste estudo por apresentar uma zona rural de grande expressividade. A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas (cebola, milho, soja, tomate, maçã...) e pecuárias (IBGE, 2010). Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a contaminação ambiental na região e conseqüentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas. Diante de tal contexto objetivou-se entender como é o comportamento dos agricultores perante o manejo dos agrotóxicos e como essas atitudes podem impactar o meio ambiente e, conseqüentemente, a saúde humana.

2 | METODOLOGIA

A pesquisa quali-quantitativa foi desenvolvida entre os meses de setembro e novembro de 2019, com 50 famílias que trabalhavam com agricultura e moravam na área rural do município de Bom Retiro-SC. A coleta de dados foi realizada através de entrevista individual semiestruturada. Os entrevistados foram selecionados de forma aleatória. Todos os entrevistados responderam à entrevista de forma espontânea e a conversa pré-entrevista deixava bem claro que os entrevistados não seriam identificados e poderiam falar a situação real (BAUER e GASKELL, 2017).

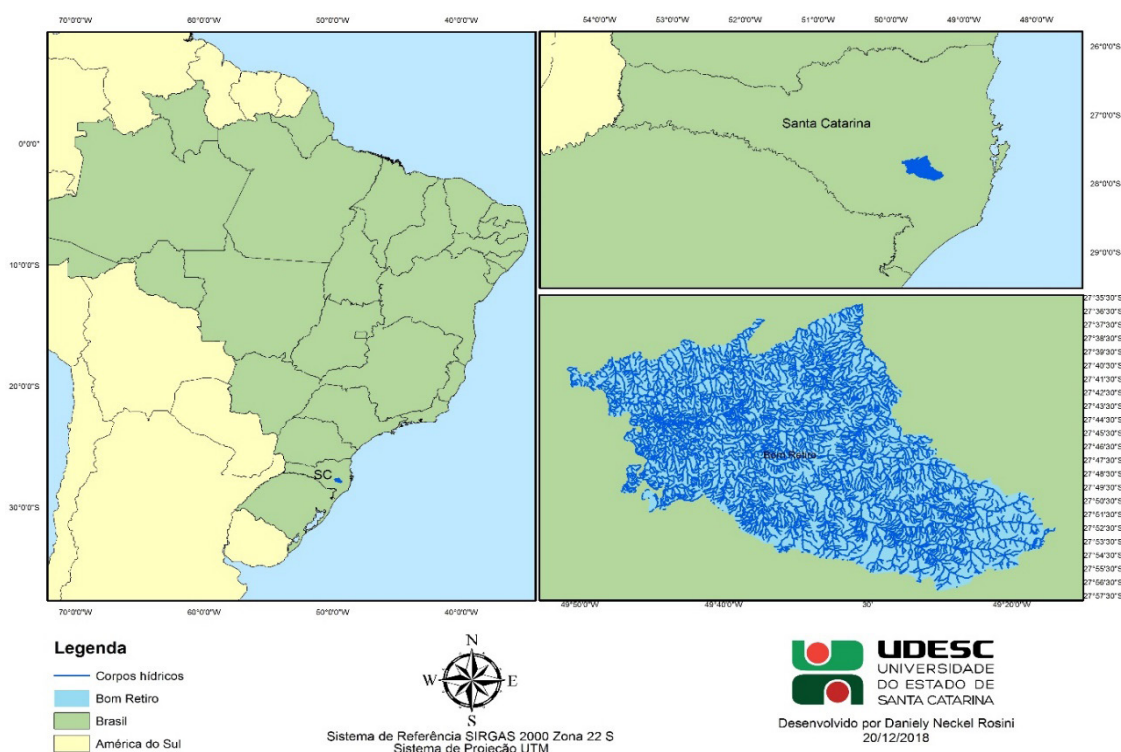


Figura 1 – Localização do município Bom Retiro-SC.

Fonte: Elaborado pela autora, 2018.

O questionário foi aplicado sempre em conjunto com a equipe do programa de saúde da família, com a médica, a enfermeira e a técnica de enfermagem, o que facilitou o contato

com os agricultores, respeitando os princípios éticos estabelecidos no momento do registro da pesquisa na Plataforma Brasil CAAE: 10428319.5.0000.0118.

Nas entrevistas foram realizadas perguntas como sexo, idade, grau de escolaridade, há quanto tempo a família mora no local, o que cultiva, há quanto tempo cultiva e quem trabalha na agropecuária. Além disso, foram feitas perguntas sobre quais agrotóxicos utilizam, como aplica, como o controle é realizado, onde compram, se recebem assistência e se existe fiscalização. Perguntas sobre o uso dos agrotóxicos também foram realizadas, os agricultores foram questionados se costumavam ler os rótulos, se conseguiam compreender as informações e o que faziam com as embalagens. Perguntas sobre a saúde também foram realizadas, se conhecem alguém que já se intoxicou com agrotóxicos, o que a pessoa sentiu, quais EPIs eles utilizavam e as principais doenças que ocorreram em familiares. Para finalizar, havia uma pergunta aberta com o objetivo de averiguar se eles sabiam o que os agrotóxicos podem causar à saúde humana e ambiental. A análise de dados foi realizada através de análises estatísticas no programa Excel.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características Gerais Dos Produtores Rurais

Do total de entrevistados, 26 eram do sexo masculino e 24 do sexo feminino. Durante as entrevistas nas residências, quando estava toda a família em casa, as mulheres priorizaram os homens para falar sobre o assunto, mas em muitas residências os homens estavam no campo durante o dia. Dados da FAO (2013) mostram que apenas 13% dos trabalhadores agrícolas são mulheres. Vale ressaltar também, que até no século passado, as políticas rurais consideravam a mulher apenas como uma mera ajudante do homem (BUTTO e DANTAS, 2011).

Bom Retiro possui uma divisão em vinte localidades rurais. Das famílias entrevistadas, onze residiam na localidade de Três Pontas, oito no Costão do Frade, sete no Barbaquá, sete no Campo Novo, quatro no Canoas, duas no Cambará, duas no Paraíso da Serra, duas no Rio Frederico, uma no Papuã, uma no Matador, uma na Laranjeira, uma no Figueiredo, uma no João Paulo, uma no Fundos São João e uma no Barreiro.

Quatro entrevistados tinham menos de 30 anos de idade, quinze tinham entre 30 e 50 anos, dez entre 51 e 60 anos e vinte e um entrevistados tinham idade superior a 60 anos. Segundo dados do IBGE (2010), a faixa etária da população bonretirensense é caracterizada por 26,56% da população ter até 14 anos, 26,07% até 30 anos, 20,60% entre 30 e 44 anos, 15,81% têm entre 45 e 59 anos de idade, 60 a 74 anos engloba 8,31% da população, 2,44% têm de 75 a 89 anos e 0,21% tem 90 anos ou mais. A idade dos entrevistados mostra que muitos dos filhos dos produtores estão buscando outras oportunidades de trabalho nas cidades, por isso a população rural está mais idosa. Os dados estatísticos mostram a tendência do êxodo rural no Brasil, além disso, a dinâmica demográfica rural mudou. Uma curiosidade é que o número de domicílios rurais cresceu nos últimos 20 anos, havendo uma

redução no número médio de membros por domicílio (IBGE, 2010; MAIA e BUAINAIN, 2015).

Em onze famílias os filhos trabalham junto nas plantações, apenas dois entrevistados contratam funcionários extras, quatro famílias trabalham por “dia trocado” com vizinhos e nas demais residências, apenas o marido e a esposa trabalham no campo. Muitos filhos saem da terra e o trabalho se concentra no casal. O entrevistado “9” relatou: “fazem 30 anos que comecei a usar veneno, era tudo na enxada, fazem 60 anos que planto, hoje se não usar veneno, morre de fome”. O cultivo sem agrotóxicos exige um maior tempo de trabalho, o que pode não ser tão viável para os agricultores (DELGADO e BERGAMASCO, 2017).

Apesar das leis trabalhistas e valorização do produtor rural (BRASIL, 1973), ainda há informalidade e baixa remuneração. No Brasil, o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (PRONAF) foi criado em 1995 e surgiu com o objetivo de prover crédito agrícola e apoio aos pequenos produtores rurais (MATTEI, 2005). Uma entrevistada afirmou receber comida em casa para trabalhar e a casa estava em condições precárias. Na agricultura brasileira, os empregados (36%) com carteira assinada são menores que na indústria (75,7%) e no setor de serviços (65%) (SOUZA et al., 2015). Segundo dados do IBGE (2017), o salário mensal médio em Bom Retiro é de 1,8 salários mínimos e apenas 18,8% da população está trabalhando com carteira assinada.

Sobre o tempo que residem na área em que estão atualmente, 16% dos entrevistados moram a menos de 11 anos, 28% entre 11 e 30 anos e 56% moram na área a mais de 30 anos. Além disso, a maioria nasceu no local onde reside até hoje. Sobre o tempo que cultivam alguma coisa, 24% da população cultiva a menos de 11 anos, entre 11 e 30 anos 28% da população e 48% cultivam algo a mais de 30 anos.

Apenas 12% dos agricultores não vendem o que cultivam, utilizando os alimentos apenas para o seu consumo e da família. Sobre as culturas cultivadas, 80% dos entrevistados plantavam milho, 50% cebola, 34% feijão, 24% plantavam verduras de forma geral, 12% batata, 14% abobrinha, 12% fumo, 6% aipim, 6% fazem pastagem, 6% plantam tomate, 4% soja e 2% dos entrevistados cultivam uva, trigo, maçã, feijão-de-vagem, melancia ou vime.

No Brasil, os produtores rurais possuem baixo grau de escolaridade e isso faz com que a qualificação profissional e a transferência de conhecimento sejam mais difíceis (MENDONÇA, 2018). A Figura 2 demonstra o grau de escolaridade dos entrevistados. É possível observar que a maior parte das pessoas (72%) possuem apenas o ensino fundamental incompleto.

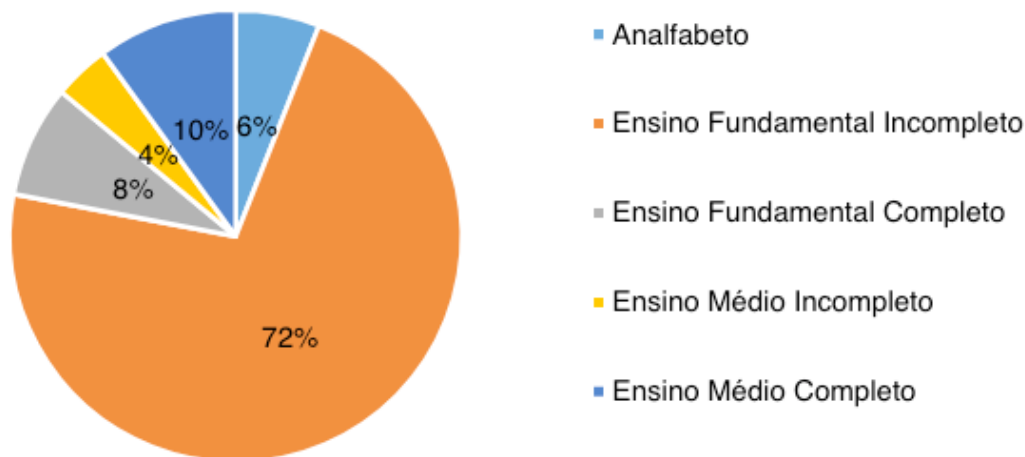


Figura 2 - Nível de escolaridade dos agricultores entrevistados.

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

As áreas rurais normalmente são caracterizadas por serem áreas vulneráveis, com altos índices de pobreza, baixo nível de ensino, dificuldades de locomoção e acesso aos serviços de saúde (BERTUZZI; PASKULIN e MORAIS, 2012). Na área rural de Bom Retiro são prestados serviços de saúde, inclusive com visitas semanais da equipe médica às residências rurais e reuniões educativas com a comunidade.

3.2 Controle E Fiscalização Dos Agrotóxicos

A prefeitura municipal de Bom Retiro disponibiliza sistema de coleta anual das embalagens de agrotóxicos nos salões das comunidades, em parceria com a EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) e a CIDASC (Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina). É competência da Secretaria de Estado da Agricultura e da Pesca (SAR), por meio da CIDASC estabelecer diretrizes e exigências sobre dados e informações para requerentes de registros para atividades que envolvam os agrotóxicos e seus afins para minimizar os riscos, fiscalizar o transporte, comércio, armazenamento, utilização e destinação final dos agrotóxicos, seus resíduos e rejeitos, amostrar produtos para avaliar os níveis de resíduos de agrotóxicos, divulgar a relação de agrotóxicos cadastrados no Estado, assim como reavaliar o cadastro de agrotóxicos quando surgirem indícios de riscos, e fazer convênios com órgãos para viabilizar as ações de fiscalização (SANTA CATARINA, 2017).

Para os agrotóxicos e afins serem comercializados ao usuário, é necessário o receituário agrônomo emitido por profissional habilitado, que deve conter o nome do usuário, propriedade, localização, diagnóstico, recomendação para ler a bula e o rótulo e a recomendação técnica, que inclui os produtos, cultura, doses, época da aplicação, intervalo de segurança, manejo, precauções e uso de EPI (BRASIL, 2002a). Para isso, o responsável técnico deve visitar a propriedade semanalmente e registrar no livro de acompanhamento técnico (SANTA CATARINA, 2017). Porém, os produtores relataram receber apenas visitas mensais ou quinzenais. Ao serem perguntados sobre quem decide a quantidade de agrotóxicos

e a forma de utilização, 34% responderam que são eles mesmos, 36% afirmaram que é o agrônomo da agropecuária e 24% relataram usar as instruções dos agrônomos apenas quando surgem dúvidas. Além disso, 44% dos entrevistados não recebem visitas dos órgãos públicos (CIDASC e EPAGRI).

Segundo a lei dos agrotóxicos (Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989), a União tem como competências: legislar sobre a produção, registro, comércio interestadual, importação, exportação, transporte, classificação e controle tecnológico e toxicológico, analisar os produtos agrotóxicos, e controlar e fiscalizar os estabelecimentos e a produção, a exportação e a importação. É dever dos Estados e do Distrito Federal legislar e fiscalizar sobre o uso, a produção, o consumo, o comércio e o armazenamento dos agrotóxicos. Os municípios podem legislar supletivamente sobre o uso e armazenamento dos agrotóxicos. O poder público tem como competência fiscalizar a devolução e destinação adequada de embalagens vazias, o armazenamento, transporte, reciclagem, reutilização e inutilização das embalagens (BRASIL, 1989).

Os agrotóxicos e afins devem ser objetos de inspeção, controle e fiscalização, da produção à destinação final das sobras, rejeitos e das embalagens vazias (SANTA CATARINA, 2017). Segundo o decreto nº 1.331, de 16 de outubro de 2017, a fiscalização dos estabelecimentos de fitossanitários, aplicação e uso de agrotóxicos e afins, destinação das embalagens, coleta para controle e fiscalização, monitoramento de resíduos e transporte de agrotóxicos competem aos órgãos estaduais e federais de agricultura, saúde e meio ambiente. Os fiscais estaduais têm autonomia para analisarem as irregularidades. Porém, quando perguntado aos agricultores se existe fiscalização sobre o uso de agrotóxicos, apenas uma pessoa afirmou que sim.

Compete à, SAR, por intermédio da EPAGRI, desenvolver ações de instrução, divulgação e esclarecimento dos produtores sobre o uso e eficácia dos agrotóxicos e afins, promover a participação da iniciativa privada nos programas de treinamento, e prestar apoio aos municípios de treinamento para os produtores para minimizar os impactos sobre o meio ambiente e preservar a saúde humana (BRASIL, 1989). Estas instruções são realizadas pela EPAGRI em algumas reuniões para as comunidades rurais de Bom Retiro.

À Secretaria de Estado da Saúde (SES) compete fiscalizar o uso, consumo, comércio, armazenamento, transporte interno e prestação de serviços na aplicação dos agrotóxicos, destinados à higienização, desinfecção ou desinfestação de ambientes, ao tratamento de água e ao uso em campanhas de saúde pública. O Instituto do Meio Ambiente tem como dever estabelecer as exigências sobre o registro inicial de estabelecimentos, comerciantes, produtores, manipuladores, fracionadores, armazenadores, prestadores de serviços e embaladores de agrotóxicos e afins, assim como tem a missão de controlar, fiscalizar e inspecionar as indústrias, visando a proteção ambiental; desenvolver ações educativas para conservação dos recursos ambientais; e orientar e fiscalizar a destinação das embalagens usadas, dos restos e dos rejeitos e a utilização de agrotóxicos e afins com vistas à preservação ambiental (BRASIL, 1989).

A Secretaria de Estado da Fazenda (SEF) e o Batalhão de Polícia Militar Ambiental

(BPMA) têm como missão apoiar as ações dos demais órgãos estaduais, auxiliando, quando solicitado, no controle, na fiscalização e na inspeção da comercialização, do transporte, do armazenamento, da utilização e da destinação final de embalagens e rejeitos de agrotóxicos e afins (BRASIL, 1989).

O Sistema de Informações sobre Agrotóxicos (SIA) foi instituído em 2002 e tem como objetivo proporcionar a interação eletrônica entre os órgãos federais, produtores, manipuladores, importadores, distribuidores e comerciante de agrotóxicos, disponibilizar informações sobre o andamento dos processos, facilitar o acesso e recolhimento de dados e disponibilizar informações sobre a segurança dos agrotóxicos (BRASIL, 2002b).

Em caso de não cumprimento da legislação, as penalidades para os infratores são reclusão de dois a quatro anos e multa (BRASIL, 1989). As penalidades previstas na legislação estadual (SANTA CATARINA, 2017) são: advertência; multa de cem a trinta e seis mil reais, aplicada em dobro em caso de reincidência; e condenação, destruição, cancelamento do registro, destruição de produtos ou vegetais com excesso de agrotóxicos e afins. Vale ressaltar que o decreto dos agrotóxicos de SC (2017), dispõe que as penalidades devem ser atenuadas em caso de infrações cometidas por produtores com baixo grau de instrução ou escolaridade e que se enquadram como agricultores familiares, como é a característica geral dos entrevistados (BRASIL, 2006).

3.3 Destinação Das Embalagens

A destinação das embalagens vazias de agrotóxicos deve seguir as recomendações da bula e o usuário é responsável por destinar as embalagens vazias de acordo com a legislação (BRASIL, 2002b). Conforme o que está disposto na lei n. 7.802 (BRASIL, 1989), os rótulos e bulas dos agrotóxicos e afins precisam estar em português e devem conter as indicações do produto: o nome do produto, o nome e a porcentagem de cada princípio ativo e ingredientes inertes que contém, a quantidade de agrotóxicos, o nome e endereço do fabricante e do importador, números de registro, número do lote, resumo do uso e classificação toxicológica. Deve ter também instruções para utilização: data de fabricação e vencimento, intervalo de segurança, modo de utilização com doses e limites, informações sobre os equipamentos e descrição dos processos de lavagem. Além disso, precisa descrever informações relativas aos perigos: efeitos para a saúde humana, aos animais e ao ambiente, precauções para evitar danos, símbolos de perigo e frases de advertência, instrução em caso de acidente e recomendação para ler o rótulo. Está expresso na legislação também que os textos e símbolos dos rótulos precisam ser claramente visíveis e facilmente legíveis em condições normais e para pessoas comuns.

Na realidade, não é o que está realmente acontecendo, pois a maioria dos agricultores entrevistados (68%) não lê os rótulos; 4% lê, mas não compreende nada; 20% lê e entende parcialmente o que está descrito; apenas 4% lê e entende tudo o que está escrito no rótulo. O agricultor “25” afirmou que lê os rótulos só quando não sabe a dosagem. Quando o produtor produzir mercadorias em desacordo com o que está expresso no rótulo e na bula ou não

destinar de forma correta as embalagens vazias, ele irá responder à processo (BRASIL, 1989).

Há alguns anos atrás, as embalagens de agrotóxicos não seguiam regras específicas de destinação final e eram queimadas ou enterradas. Porém, casos de contaminação ambiental fizeram com que fossem tomadas novas providências em relação às embalagens de agrotóxicos (BRASIL, 1989; GRIPPI, 2001). Um produto feito à base de plástico demora em média de 200 a 450 anos para se decompor (GRIPPI, 2001). Com a lei 9974 (BRASIL, 2010) alterando a lei 1802 (BRASIL, 1989), estabelece-se as responsabilidades perante as embalagens vazias contaminadas.

A legislação brasileira (BRASIL, 1989; BRASIL, 2002b) determina que todas as embalagens rígidas de agrotóxicos e afins devem ser lavadas para evitar a contaminação residual. Além disso, como foi relatado por alguns entrevistados, eles aproveitam os resíduos na preparação da calda, para não desperdiçar produto. Esse procedimento deve seguir a NBR 13.968 (ABNT, 1997). Essa norma estabelece dois tipos de lavagem: tríplice ou sob pressão.

Na tríplice lavagem, a embalagem vazia deve ser enxaguada três vezes, enchendo 25% do seu volume com água limpa, fechando a tampa e agitando o recipiente por 30 segundos. Depois, a água de enxague deve ser despejada no tanque do equipamento de aplicação. Para inutilizar a embalagem, deve-se perfurar o fundo com um objeto pontiagudo (ABNT, 1997). Na lavagem sobre pressão, a embalagem deve ser encaixada no funil do pulverizador e a bomba do equipamento gera a pressão. O jato de água deve atingir todas as paredes da embalagem e deve ser feito por 30 segundos, a água deve ser transferida para a pulverização e a embalagem perfurada (ABNT, 1997; SANTA CATARINA, 2017).

A pesquisa demonstrou que 4% dos entrevistados queimam as embalagens dos agrotóxicos; 14% não lavam, mas devolvem na agropecuária ou nas coletas mensais no salão da comunidade; 4% afirmaram que depende, às vezes queimam ou lavam uma vez para devolverem; 46% lavam uma vez e devolvem; e 26% fazem a tríplice lavagem e devolvem (Figura 52).

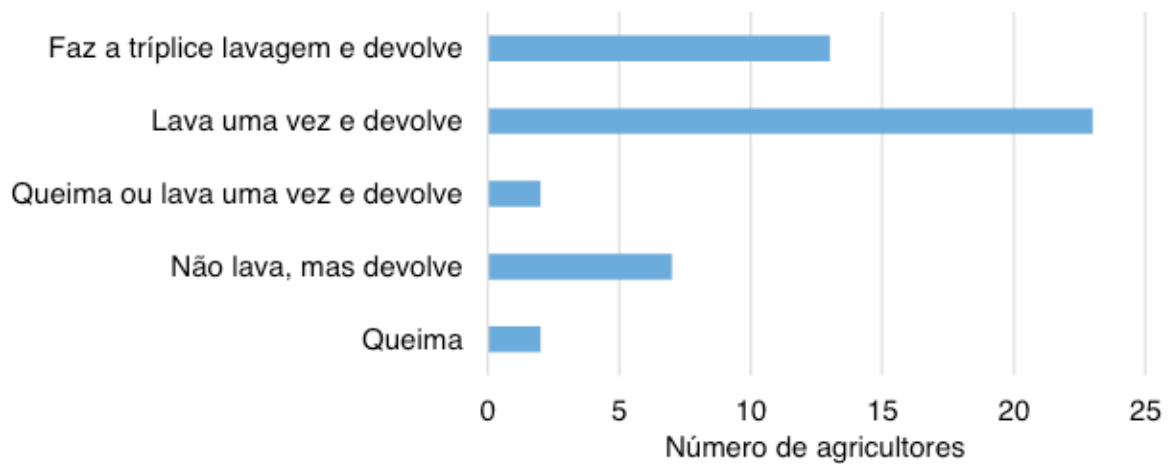


Figura 3 – Destinação final da embalagem de agrotóxicos

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Sobre a lavagem das embalagens o agricultor “20” disse “lavo bem a embalagem na roça mesmo, tem que aproveitar, o veneno é muito caro”, o “22” também valoriza a questão financeira “eu lavo as embalagens de veneno para aproveitar bem, é dinheiro né, tudo é muito caro”. O “29” falou que “lava as embalagens e o veneno escorre para o rio”, mas é curioso como ele afirma “o que a gente pode fazer para melhor, faz... A gente quer viver e as futuras gerações também”. Apesar de afirmar que se preocupa com um futuro melhor para as gerações, ele lava as embalagens descartando os resíduos de agrotóxicos no rio, isso mostra que ele não se dá conta dos impactos desses produtos para o meio.

A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) estabelece a logística reversa em seu artigo 3º, que estipula a coleta e restituição dos resíduos sólidos para a destinação final ambientalmente adequada. Após o uso pelo consumidor, o Artigo 33 determina que os agrotóxicos, seus resíduos e embalagens devem ser dispostos de forma independente do serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos e é responsabilidade dos fabricantes, importantes, distribuidores, comerciantes e consumidores.

O INPEV (Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias) é uma entidade que tem como objetivo promover a destinação correta das embalagens vazias de agrotóxicos, foi fundado em 2001, de acordo com a Lei Federal nº 9.974 (BRASIL, 2000) e o Decreto Federal nº 4.074 (BRASIL, 2002b) (ABRELPE, 2016). Segundo dados da ABRELPE em 2016, 44.528 (94%) embalagens vazias de defensivos agrícolas foram destinadas de forma ambientalmente correta no Brasil, sendo que 90% foi destinada para reciclagem e 4% para incineração. O Brasil é referência mundial em logística reversa de embalagens de agrotóxicos.

As embalagens vazias não podem ser reutilizadas pelo usuário e devem ser devolvidas em até um ano após a compra junto com as tampas, conforme orientação na bula (SANTA CATARINA, 2017). Os usuários de agrotóxicos e afins tem como obrigações adquirir agrotóxicos de empresas registradas na CIDASC e MAPA, com receita agrônômica e

seguindo as recomendações, respeitando o período de carência, destinando as sobras e rejeitos de acordo com a legislação, usando EPIs, se capacitando e evitando danos à cultura de terceiros, áreas de preservação, água e saúde. É obrigação dos usuários armazenar as embalagens vazias, agrotóxicos e afins em local isolado, destinado para esse fim e com distância dos recursos hídricos, áreas de preservação permanente e reserva legal. O artigo 17, estabelece que os estabelecimentos comerciais devem fiscalizar e ter controle das embalagens devolvidas pelos usuários (SANTA CATARINA, 2017).

3.4 Impactos Dos Agrotóxicos

Os principais afetados com o uso de agrotóxicos são os agricultores e os trabalhadores das indústrias de agrotóxicos. Porém, toda a população fica suscetível a exposição de agrotóxicos através da água e dos alimentos contaminados (INCA, 2019). 62% dos entrevistados conhecem alguém que já se intoxicou com agrotóxicos. Dentre as pessoas intoxicadas, foram citados o chefe, esposa, pai e mãe, mas as respostas mais citadas foram o próprio entrevistado e muitas outras pessoas que trabalham na agricultura, algo que é comum no cotidiano dos produtores. Os sintomas variaram, mas enjoo foi o mais citado (63,3%), dor de cabeça (40%), tontura (30%) e vômito (20%). Além disso, outros sintomas foram citados, como secura, diarreia, adormecimento na língua, tosse, coceira, feridas cutâneas, desmaio e ardência e inchaço nos olhos.

O município de Bom Retiro apresenta altos índices de intoxicação por agrotóxicos (BOMBARDI, 2017). No Brasil são notificadas oito intoxicações por agrotóxico por dia. Estima-se para que a cada notificação, 50 outras pessoas são intoxicadas, mas não notificam. Em Santa Catarina, 20% dos casos notificados são de crianças e adolescentes (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

Para minimizar a possibilidade de acidente, nenhuma pessoa menor de 18 anos ou maior de 60 pode manipular agrotóxicos. A Instrução Normativa (IN) n. 31 de 2005, especifica que todos os trabalhadores rurais que entram em contato com agrotóxicos devem utilizar equipamentos de proteção individual (EPI), como jaleco, calça, botas, avental, respirador, viseira, touca árabe e luvas (MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO, 2005). Todos os entrevistados usam o EPI apenas no momento de aplicação dos agrotóxicos. Porém, apesar de alguns entrevistados citarem que utilizam EPI, ao serem perguntados sobre os instrumentos em concordância com a IN 31, apenas quatro produtores usam o equipamento de proteção individual completo, 54% usam parcialmente o EPI e 38% não usa nada. O EPI mais utilizado pelos agricultores é a máscara (56%), depois a luva (38%), a bota foi o terceiro EPI mais usado e citado por 34% dos entrevistados e o avental por 28%.

A entrevistada “24” relatou: “meu esposo que lida com o veneno, ele não usa nada, acha que sufoca”. O “25” disse: “comecei a usar de uns anos ‘pra’ cá: luva, máscara e bota”; o 26 “usa EPI às vezes”; o entrevistado “28” afirmou usar só chapéu e roupa fechada, porque o EPI completo agonia; o “38” diz que soa muito usar EPI. O agricultor “39” relatou: “uso só a roupa do couro, meu amigo aplica até descalço; fazer o quê, se não passar veneno, não dá nada, nem no quintal”. O trabalhador “49” disse que seu chefe mexe o veneno com a

mão, sem luva. Já o “30” afirmou: “não posso com agrotóxicos, fico ruim, mas não tem outra opção, uso às vezes o EPI”. O entrevistado 13 disse que seu filho só lembra de usar máscara e luva quando passa mal. Sobre os impactos na saúde, o entrevistado “13” não lembrava o nome do agrotóxico que não estava na lista, então falou “aquele catinguento”. O 21 relatou que passa mal com um agrotóxico se sentir o cheiro a até dois quilômetros de distância. Isso mostra que o contato dos produtores com os agrotóxicos é intenso. É preocupante a exposição dos seres humanos aos metais pesados no ambiente (ar, solo, água, sedimentos, alimentos e biota) por vias respiratórias, placentárias, cutâneas ou digestivas (MENDES, 2007)

Alguns produtores descreveram alguns impactos que eles observam com a chegada do plantio de soja na região. O produtor “41” falou que estão arrancando toda a maçã, que é característica de anos na região, para plantar soja. O “47” afirmou: “o veneno da soja está matando tudo, até meus pés de laranja, mesmo estando a dois quilômetros de distância”. No Brasil, a soja geneticamente modificada vem substituindo diversas culturas. Tem um baixo custo de produção e possui um alto impacto no aquecimento global e na acidificação da água (ERIKSSON, 2018).

As pragas vão se tornando mais resistentes aos pesticidas e novos ingredientes ativos de agrotóxicos estão sendo constantemente formulados (RAMAKRISHNAN, et al., 2019). O entrevistado “23” falou: “Esses venenos são só gasto, antigamente usava só um na cebola na estufa, mas agora cada ano ‘ta’ mais ruim de matar”. A pesquisa para o desenvolvimento de novos ingredientes ativos leva em torno de onze anos até ser lançado no mercado e envolve mais de US \$ 286 milhões (MCDOUGALL, 2016). CRIBB (2016) fez uma pesquisa e chegou a conclusão que cada refeição de uma pessoa contém cerca de 0,3 g de pesticidas.

A quantidade de agrotóxicos que atingem as pragas-alvo é <0,1% e o restante contamina todos os outros recursos. Portanto, a contaminação do solo, da água e do ar tem sérios impactos na saúde pública e na biota (GUILLETTE JR. e IGUCHI, 2012). Além disso, os agrotóxicos bioacumulam na cadeia alimentar e acontece a magnificação trófica, onde os produtos tóxicos se acumulam em maiores concentrações nos mais altos níveis tróficos da cadeia alimentar (SIMMONET-LAPRADE et al., 2019). O entrevistado “27” usa o milho para tratar a vaca e vende o leite, o produtor “36” falou que seu irmão morreu intoxicado com o agrotóxico após tomar leite, além disso, disse que já viu o pássaro sabiá comer frutos após passagem do veneno e morrer na hora.

Dentre os impactos desses produtos, o entrevistado “35” relatou: “A soja está matando muita abelha. Morre muito, há três anos foi mais intenso, mas percebi que fazem uns quize anos, que a cada ano diminui”. A poluição por agrotóxicos é um dos principais fatores associados ao declínio do número de insetos (SANCHEZ-BAYO e WYCKHUYS, 2019). Não apenas os insetos que são considerados pragas são afetados por esses produtos, pois as populações de abelhas e outros polinizadores também estão sofrendo declínio (GRAB et al., 2019). Diminuiu aproximadamente 37% das populações de abelhas na Europa devido ao uso de agrotóxicos (NIETO et al., 2014).

Sobre a aplicação, 48% das famílias usam o trator para aplicar os agrotóxicos, 40%

usam a bomba costal, 6% usam os dois, dependendo da cultura. As pulverizações aéreas proporcionam a dispersão das substâncias no meio ambiente (INCA, 2019). No trabalho, as formas de exposição do agricultor são o contato dérmico, oral ou inalatório. O contato com a roupa dos trabalhadores pode ser uma forma de contaminação por agrotóxicos. O entrevistado “8” relatou que “chegava em casa todo branco de veneno para o fumo”.

A exposição aos agrotóxicos pode causar efeitos agudos ou crônicos. Os efeitos agudos aparecem rapidamente através de irritação na pele, ardência, desidratação, alergias, ardência no nariz, boca, tosse, dor no peito, coriza, dificuldade de respirar, irritação na garganta e boca, dor de estômago, náuseas, vômitos, diarreia, dor de cabeça, fraqueza, tremores e irritabilidade (INCA, 2019). Os efeitos crônicos são dificuldade para dormir, esquecimento, depressão, alteração hormonal e do funcionamento do fígado e dos rins, malformação congênita e câncer (INCA, 2019). As doenças mais comuns que ocorrem na família dos entrevistados estão expressas na Figura 3.

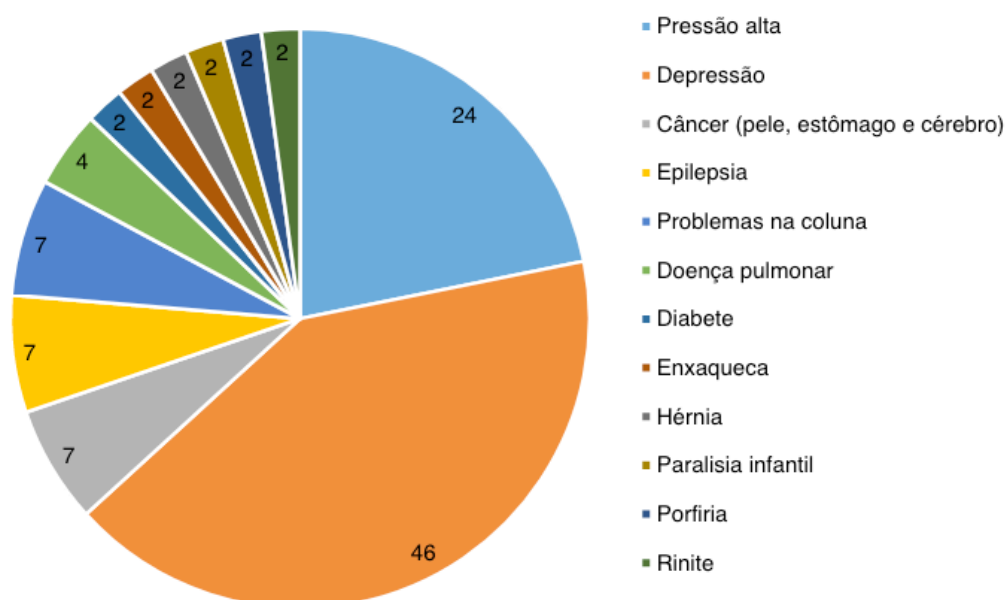


Figura 4 – Doenças mais comuns que acontecem na família dos agricultores

Fonte: Elaborado pela autora, 2019.

Campos, Sarpa e Barros (2016) associaram transtornos mentais com o uso de agrotóxicos do tabaco. Outro estudo, realizado na Coreia, foi descoberto uma associação positiva entre intoxicação por pesticidas e depressão (KOH et. al, 2017). Contaminação ambiental, intoxicações, tentativas de suicídio, malformações congênitas e doenças crônicas são alguns problemas que podem ser causados pelos agrotóxicos (PIGNATI, MACHADO e CABRAL, 2007; CARNEIRO et al., 2015; MENCK, 2015; BOMBARDI, 2016; DUTRA e FERREIRA, 2017).

Em 2013, o Ministério da Saúde contabilizou 1796 tentativas de suicídio com agrotóxicos de uso agrícola no Brasil. Estudos mostram a relação de agrotóxicos, principalmente os organofosforados, com o aumento na tentativa de suicídio de uma população (PIRES et

al., 2005; ARAÚJO et al., 2007). De 2007 a 2014, 1186 pessoas morreram intoxicadas por agrotóxicos de uso agrícola no Brasil (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2017).

No Brasil há redução de 60% do ICMS (Imposto sobre circulação de Mercadorias e Serviços) e isenção total do PIS/COFINS (Programa de Integração Social / Programa de Formação do Patrimônio do Servidor) e do IPI (Imposto sobre Produtos Industrializados) para comércio de agrotóxicos, o que acaba incentivando ainda mais a utilização desses produtos químicos (BRASIL, 1997; BRASIL, 2005).

4 | CONCLUSÃO

Bom Retiro possui intensa atividade agropecuária e muitos pequenos produtores trabalham nas áreas rurais do município. Observou-se o baixo nível de escolaridade dos produtores, que apresentam muita dificuldade para entender os impactos desses produtos para a saúde das pessoas. Apesar de saberem que faz mal, eles não conseguem descrever o exato motivo e muitos se quer se preocupam com sua própria saúde. Muitos produtores não usam os equipamentos de proteção individual e alguns não fazem a gestão correta das embalagens de agrotóxicos após o uso do produto.

As questões econômicas, de produtividade e a falta de mão-de-obra qualificada tornam mais viáveis a utilização de diversos insumos agrícolas, que são muito dinâmicos e sofrem reformulação de acordo com as necessidades produtivas. O produtor possui um conhecimento prático muito intenso. Porém, o sistema produtivo pode fazer com que a venda e conseqüentemente, o consumo em excesso dos insumos agrícolas seja ainda maior. Ações de educação ambiental sobre os impactos dos produtos agrícolas se tornam essenciais para que os produtores compreendam os reais problemas que esses insumos podem causar à sua saúde e ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 13.968**, Embalagem rígida vazia de agrotóxico - Procedimentos de lavagem, NBR 13.968, 1997.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2016.

ARAÚJO, A.; LIMA, J.; JACOB, S.; SOARES, M; MONTEIRO, M; AMARAL, A.; KUBOTA, A.; MEYER, A.; CONSENZA, C.; NEVES, C; MARKOWITZ, S. **Exposição múltipla a agrotóxicos e efeitos à saúde: estudo transversal em amostra de 102 trabalhadores rurais**. Nova Friburgo, RJ. Ciência e Saúde Coletiva. Rio de Janeiro, 12: 115-130, 2007.

BARBOSA, L.C.A. **Os pesticidas, o homem e o meio ambiente**. Minas Gerais: Ed. UFV, 2004.

BAUER, M. W.; GASKELL, G. **Pesquisa qualitativa com texto, imagem e som: um manual prático**. Editora Vozes Limitada, 2017.

BERTUZZI, D.; PASKULIN, L. M. G.; MORAIS, E. P. Arranjos e rede de apoio familiar de idosos que vivem em uma área rural. **Texto & contexto enfermagem**. Florianópolis. Vol. 21, n. 1 (jan./mar. 2012), p. 158-166, 2012.

BOMBARDI, L. **Pequeno Ensaio Cartográfico Sobre o Uso de Agrotóxicos no Brasil**. São Paulo: Laboratório de Geografia Agrária, USP, 2016.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH – USP, 2017.

BRAIBANTE, M. E. F.; ZAPPE, J. A. **A química dos agrotóxicos**. Química Nova na Escola, v. 34, n. 1, p. 10-15, 2012.

BRASIL, 1973. Lei nº 5.889, de 8 de junho de 1973. **Estatui normas reguladoras do trabalho rural**. Brasília, 1973.

BRASIL, 1985. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Gabinete do Ministro. **Portaria nº 329**, de 02 de setembro de 1985. Brasília, 1985.

BRASIL, 1989. **Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre agrotóxicos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

BRASIL, 1997. Ministério da Fazenda. Convênio ICMS 100/97. Brasília, 1997.

BRASIL, 2000. **Lei nº 9.974**, de 6 de junho de 2000. Altera a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil, Brasília, 2000.

BRASIL, 2002a. Ministério do Trabalho, 2002. **Norma Regulamentadora 7**. Disponível em: <<http://trabalho.gov.br/images/Documentos/SST/NR/NR7.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2018.

BRASIL, 2002b. **Decreto n. 4.074**, de 04/01/2002. Regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil, Brasília, 2002.

BRASIL, 2005. **Decreto n. 5.360, de 31 de janeiro de 2005**. Promulga a Convenção sobre Procedimento de Consentimento Prévio Informado para o Comércio Internacional de Certas Substâncias Químicas e Agrotóxicos Perigosos, Brasília, DF, 2005.

BRASIL, 2006. **Decreto n. 5.981, de 06 de dezembro de 2006**. Dá nova redação e inclui dispositivos ao Decreto no 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei no 7.802, de 11 de julho de 1989, que dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins. Diário Oficial da União, República Federativa do Brasil. Brasília, 2006.

BRASIL, 2010. Lei 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 providências. Brasília, DF: Planalto, Casa Civil, DOU 3 ago. 2010.

BUTTO, A.; DANTAS, I. **Autonomia e cidadania**: políticas de organização produtiva para as mulheres no meio rural. Brasília, DF: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2011.

CAMPOS, Y.; DA SILVA DOS, V. S. P.; DE MELLO SARPA, M. C.; BARROS, U. O. Exposure to pesticides

- and mental disorders in a rural population of Southern Brazil. **Neurotoxicology**, 56, 7-16, 2016.
- CARNEIRO, F. (Org). **Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde**. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.
- CARSON, R. **Silent spring**. Ed. Houghton Mifflin, Nova York, 1962.
- CRIBB, J. Surviving the 21st Century: **Humanity's Ten Great Challenges and How We Can Overcome Them**. Springer, 2016.
- DAVIS, F. R. **Banned: a history of pesticides and the science of toxicology**. New Haven: Yale University Press. 2014.
- DELGADO, G. C.; BERGAMASCO, S. M. P. P. **Agricultura familiar brasileira: desafios e perspectivas de futuro**. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Agrário, 2017.
- DUTRA, L.; FERREIRA, A. Associação entre malformações congênitas e a utilização de agrotóxicos em monoculturas no Paraná, Brasil. In: **Saúde e Debate**. Rio de Janeiro, v. 41, n. especial, p. 241-253. Junho, 2017.
- ERIKSSON, M.; GHOSH, R.; HANSSON, E.; BASNET, S.; LAGERKVIST, C. J. Environmental consequences of introducing genetically modified soy feed in Sweden. **Journal of cleaner production**, v. 176, p. 46-53, 2018.
- FAO. No Brasil, 13% dos agricultores são mulheres. Notícias FAO. 2013. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/nB13pasm.asp>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- GRAB, H.; BRANSTETTER, M.G.; AMON, N.; URBAN-MEAD, K.R.; PARK, M.G.; GIBBS, J.; BLITZER, E.J.; POVEDA, K.; LOEB, G.; DANFORTH, B.N. **Agriculturally dominated landscapes reduce bee phylogenetic diversity and pollination services**. *Science* 363, 282–284, 2019.
- GRIPPI, S. Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras. In: **Lixo, reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras**. 2001.
- GUILLETTE JR, L. J.; IGUCHI, T. Life in a Contaminated World. **Science** 28 Sep 2012.
- HARARI, Y. N. **Sapiens: A Brief History of Humankind**. Vintage, New York, 2016.
- INCA (INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER). Agrotóxico. Disponível em: <<https://www.inca.gov.br/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxicos>>. Acesso em: 28 out. 2019.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 01 mai. 2018.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2017 **IBGE Cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 01 mai. 2018.
- KOH, S. B., KIM, T. H., MIN, S., LEE, K., KANG, D. R., & CHOI, J. R. (2017). Exposure to pesticide as a risk factor for depression: A population-based longitudinal study in Korea. **Neurotoxicology**, 62, 181-185.
- MAIA, A. G.; BUAINAIN, A. M. O novo mapa da população rural brasileira. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia*, n. 25, 2015.
- MATTEI, L. F. **Impactos do PRONAF análise de indicadores**. IICA, 2005.
- MCDUGALL, P. The cost of new agrochemical product discovery, development and registration in 1995,

2000, 2005–8 and 2010 to 2014. R&D expenditure in 2014 and expectations for 2019. A consultancy study for CropLife International, **CropLife America and the European Crop Protection Association**, 2016.

MENCK, V. **Intoxicação do(a) Trabalhador(a) Rural por Agrotóxicos: (sub)notificação e (in)visibilidade nas políticas públicas**. Dissertação. Programa de Mestrado Interdisciplinar em Ciências Humanas e Sociais Aplicadas. Faculdade de Ciências Aplicadas. Unicamp. Limeira. 2015.

MENDES, R. **Patologia do trabalho**. 2ª ed. atual. e ampl. São Paulo: Atheneu, 2007. p.1664.

MENDONÇA, J. P. **Desenvolvimento e validação de um sistema de treinamento de procedimentos de ordenha para trabalhadores rurais com diferentes níveis de escolaridade**. 2018.

Ministério da Saúde, DATASUS, 2006 – 2018. Epidemiológicas e Morbidade – Intoxicação por Agrotóxicos, 2017.

MINISTÉRIO DO TRABALHO E EMPREGO. NR 31 - Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Pecuária, Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura, 2005.

NIETO, A.; ROBERTS, S.P.M.; KEMP, J.; RASMONT, P.; KUHLMANN, M.; GARCÍA CRIADO; M.,F. **Sgolastra Biological Conservation 241 (2020) European RedList of Bees. Publication Office of the European Union, Luxembourg**. <https://doi.org/10.2779/77003>, 2019.

PIGNATI, W.; MACHADO, J.; CABRAL, J. **Acidente rural ampliado: o caso das “chuvas” de agrotóxicos sobre a cidade de Lucas do Rio Verde – MT**. *Ciência e Saúde Coletiva*, 12: 105-114, 2007.

PIRES, D.; CALDAS, E.; RECENA, M. Uso de agrotóxicos e suicídios no Mato Grosso do Sul, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, 21: 598-605, mar-abr, 2005.

RAMAKRISHNAN, B.; VENKATESWARLU, K.; SETHUNATHAN, N.; MEGHARAJ, M. Local applications but global implications: Can pesticides drive microorganisms to develop antimicrobial resistance?. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 177-189, 2019.

RUSSELL, E. **War and nature: fighting humans and insects with chemicals from World War I to Silent Spring**. Cambridge University Press, 2001.

SANCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K.A.G. Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. **Biol. Conserv.** 232, 8–27, 2019.

SANTA CATARINA, 2017. Decreto nº 1.331 de 16/10/2017. **Regulamenta a Lei nº 11.069, de 1998, que dispõe sobre o controle da produção, comércio, uso, consumo, transporte e armazenamento de agrotóxicos, seus componentes e afins no território do Estado de Santa Catarina, e adota outras providências**. Santa Catarina, Publicado no DOE - SC em 17 out 2017.

SIMMONET-LAPRADE, C.; BUDZINSKI, H.; BABUT, M.; LE MENACH, K.; MUNOZ, G.; LAUZENT, M.; LABADIE, P. Investigation of the spatial variability of poly-and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. **Science of the total environment**, v. 686, p. 393-401, 2019.

SOUZA, V. L. B.; LIMA, V.; HAZIN, C. A.; FONSECA, C. K. L.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v.3, p.01-13, 2015

USNWORTH, J. **History of pesticide use**. IUPAC, 2010. Disponível em: < https://agrochemicals.iupac.org/index.php?option=com_sobi2&sobi2Task=sobi2Details&catid=3&sobi2Id=31>. Acesso em: 10 mai 2018.

WÖHLER, F. **Ueber das Beryllium und Yttrium**. *Annalen der Physik*, v. 89, n. 8, p. 577-582, 1828.

PANORAMA HIDROELÉTRICO E O LICENCIAMENTO AMBIENTAL COMO INSTRUMENTO DE CONTROLE AMBIENTAL

Data de aceite: 17/06/2020

Laura Maria Bertoti

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Vitor Rodolfo Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Lages-SC

Alexandre Tadeu Paulino

Universidade do Estado de Santa Catarina-
UDESC, Chapecó-SC

RESUMO: A conservação da vida na Terra depende intimamente da relação do homem com o meio ambiente, especialmente, quanto à preservação dos recursos hídricos. A água, dentre seus usos múltiplos, serve ao homem como fonte energética. Atualmente, em um contexto de conscientização ambiental, a opção por essa matriz de energia vem se destacando tanto no Brasil como no mundo. Contudo, o aproveitamento hidrelétrico também está propenso a causar danos ambientais e, portanto, é fundamental que o Estado exerça controle e fiscalização dessa espécie de empreendimento, exigindo

a reparação, mitigação e compensação dos danos socioambientais, de forma célere, quando vislumbrados. O objetivo deste trabalho é tecer breves considerações sobre hidroeletricidade no Brasil e no mundo, os impactos ambientais decorrentes das usinas hidrelétricas, e o instrumento de controle ambiental do Estado e da sociedade, especificamente, o licenciamento ambiental. A discussão sobre esse instrumento aplicado ao controle dos empreendimentos hidrelétricos é de suma importância, haja vista a instalação e operação de usinas em larga escala.

PALAVRAS-CHAVE: Hidroeletricidade; controle; Estado; Sociedade.

HYDROELECTRIC OVERVIEW AND ENVIRONMENTAL LICENSING AS AN INSTRUMENT OF ENVIRONMENTAL CONTROL

ABSTRACT: Conservation of life on Earth intimately relies on the relationship between man and environment, especially for the preservation of water resources. Water, as its multiple uses, serves man as an energetic source. Currently, in a context of environmental awareness, the option for this energy matrix has been standing itself as in Brazil as in the world. In this case, hydroelectric use is also prone to cause

environmental damage and, therefore, it is fundamental that the State exercises control and inspects the damage caused by this kind of enterprise, demanding the repair, compensation and mitigation of social-environmental damages, quickly, when envisaged. The purpose of this work is making brief considerations regarding hydroelectricity in Brazil and the world, the environmental impacts of hydroelectric plants, and the instrument of environmental control of the State and of society, specifically, environmental licensing. The discussion about this instrument applied to the control of the hydroelectric projects is of paramount importance, considering the installation and operation in large scale.

KEYWORDS: Hydroelectricity; Control; State; Society.

INTRODUÇÃO

A preservação do meio ambiente é fundamental para a manutenção das formas de vida na Terra, vez que, os seres vivos extraem da natureza os recursos necessários à sobrevivência. Entre esses seres destaca-se o homem, que apesar da sua segregação em ambientes urbanos precisa se alimentar, hidratar e respirar, determinando como indispensável a sua relação com meio ambiente e outros sistemas vivos (DERÍSIO, 2007, p. 3).

Atualmente o meio ambiente tem sofrido com inúmeros impactos negativos em decorrência das atividades realizadas pelo homem que provocam a sua modificação e poluição devido à contaminação e ao uso descomedido dos recursos naturais (REIS *et al.*, 2005, p. 1).

No tocante aos impactos decorrentes do uso dos recursos naturais, merece destaque a produção de energia, a qual cresce diariamente em razão do aumento da demanda (INATOMI & UDAETA, 2005).

O suprimento de energia é um dos requisitos básicos para o desenvolvimento econômico, porém, também é o responsável por diversos impactos ambientais, desde a captura dos recursos naturais para sua produção, até seu consumo final (REIS, 2003, p. 4-5).

Neste viés, a degradação da qualidade da água e sua escassez motivaram a compatibilização entre o meio ambiente e o aproveitamento econômico dos recursos naturais, através do desenvolvimento sustentável (MAGALHÃES JÚNIOR & CORDEIRO NETTO, 2003), e visto que a sustentabilidade abrange a política, sociedade, tecnologia, economia e meio ambiente (INATOMI & UDAETA, 2005), houve a necessidade de buscar matrizes energéticas renováveis que impactassem o mínimo possível, embora não isentas de causar danos ambientais, como a eólica, a solar e a hídrica (PIAGENTINI & FAVARETO, 2014).

A hidroeletricidade se configura como fonte de energia renovável, e tem ganhado destaque no setor mundial em virtude de seu grande potencial ainda disponível (REIS, 2003, p. 2).

Como recurso essencial à manutenção de vida no planeta, a água é um direito fundamental, visto estar intimamente ligada ao direito à vida e à dignidade da pessoa humana. Assim, devido à propensão do aproveitamento hidrelétrico em larga escala, o licenciamento ambiental desses empreendimentos é fundamental para a preservação do meio ambiente e

o desenvolvimento sustentável (DUARTE *et al.*, 2017), e seus danos socioambientais devem ser mitigados e reparados diligentemente.

Assim, o objetivo do presente trabalho é discorrer sobre a contextualização da hidroeletricidade no Brasil e no mundo, apresentar os impactos ambientais decorrentes da instalação e operação de usinas hidrelétricas, assim como, tecer breves considerações acerca do licenciamento ambiental de hidrelétricas e o uso do termo de ajustamento de conduta na resolução de conflitos ambientais.

1 | CENÁRIO DA HIDROELETRICIDADE NO BRASIL E NO MUNDO

A matriz hidroelétrica tem origem na Antiguidade, quando houve a substituição da energia mecânica produzida por animais, tais como bois, cavalos e camelos, por aquela denominada roda d'água ou "moinho hidráulico" utilizada, por exemplo, para moagem de grãos (REIS *et al.*, 2005, p. 17).

No Brasil, a exploração dos recursos hídricos para produção de energia se deu por volta do final do século XIX, tendo como base as pequenas centrais hidrelétricas (TIAGO FILHO *et al.*, 2003, p. 163).

Com o choque do petróleo ocorrido em 1973 e 1979 houve a busca por fontes alternativas de produção de energia, dentre elas a hidroeletricidade (REIS *et al.*, 2005, p. 21).

Nesta fase, a concentração de usinas hidrelétricas no Brasil teve significativa ampliação, em 1950 as usinas encontravam-se centralizadas na região Sudeste, com o desenvolvimento da matriz hidrelétrica, no ano de 2000, a hidroeletricidade avançou também para a região Centro-Oeste, e em menor proporção para as demais regiões brasileiras, como demonstra a figura 1, a qual compara a evolução das usinas nos anos de 1950 e 2000 (ANEEL, 2002).

Em 2002, havia registro de 433 hidrelétricas em operação no Brasil, incluindo as centrais geradoras hidrelétricas (CGH), as pequenas centrais hidrelétricas (PCH) e as usinas hidrelétricas (UHE) (ANEEL, 2002), em 2008 aumentaram para 706 hidrelétricas (ANEEL, 2008), em 2018, há registro de 1.320 hidrelétricas em operação em todo o país (ANEEL, 2018a).

A fonte hidráulica foi responsável por 68,1% da matriz elétrica brasileira ofertada no ano de 2016, seguida pelo gás natural (9,1%) e a biomassa (8,2%), conforme Figura 1. Representada em números, a oferta hidráulica de eletricidade, incluindo àquela importada, totalizou 421,7 TWh (EPE, 2017a).

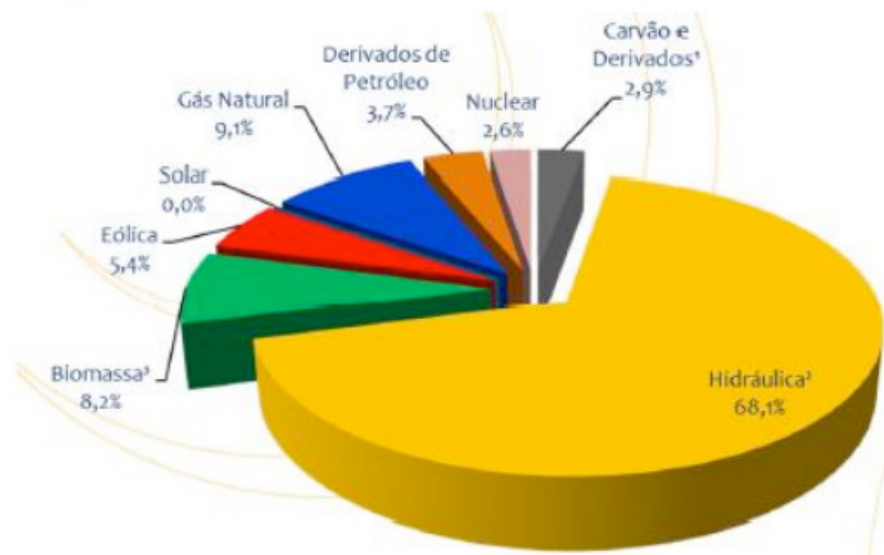


Figura 1. Matriz elétrica brasileira – Oferta interna de 2016

Fonte: EPE, 2017a.

No cenário mundial, no ano de 2014, o Brasil configurou o terceiro lugar na geração hidrelétrica, sendo responsável por 9,6% da produção no mundo, estando abaixo apenas da China (26,7%) e do Canadá (9,6%). Já na classificação de geração interna, neste mesmo ano, destacaram-se a Noruega com 96%, a Venezuela com 68,3%, e também em terceiro lugar, o Brasil com 63,2% da sua energia gerada por fonte hidrúlica (EPE, 2017b).

Em relação à participação da fonte hidroelétrica na produção de eletricidade, as usinas hidrelétricas forneceram 16% do total mundial no ano de 2016 (IEA, 2017).

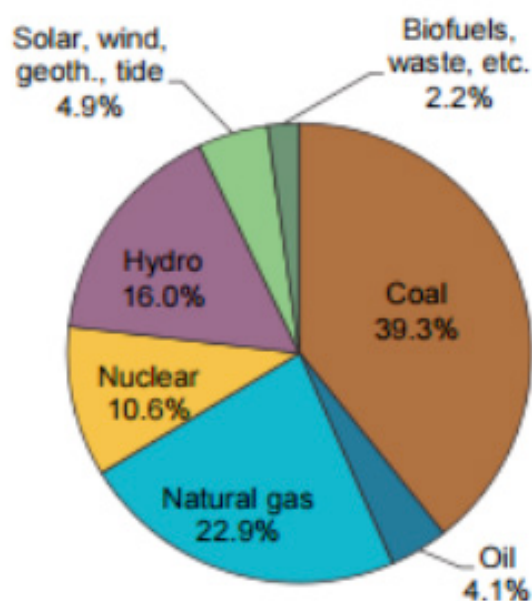


Figura 2. Produção bruta mundial de eletricidade por fonte – 2015

Fonte: IEA, 2017.

Essa composição energética global demonstra que a participação da hidroeletricidade

é bastante pequena quando comparada com outras matrizes utilizadas, como exemplo, a termelétrica, entretanto, a situação é inversa quando analisado o contexto interno dos países, como a Noruega e o Brasil, os quais têm como base, da matriz elétrica interna, a fonte hidráulica.

2 | HIDRELETRICIDADE EM SANTA CATARINA E RIO GRANDE DO SUL

A área total do Estado de Santa Catarina corresponde a 95.737,954 km², representando 1,12% do território brasileiro (IBGE, 2018). Em seu bojo, há três grandes Regiões Hidrográficas, quais sejam a do Paraná, do Uruguai e do Atlântico Sul, como demonstra a Figura 3.

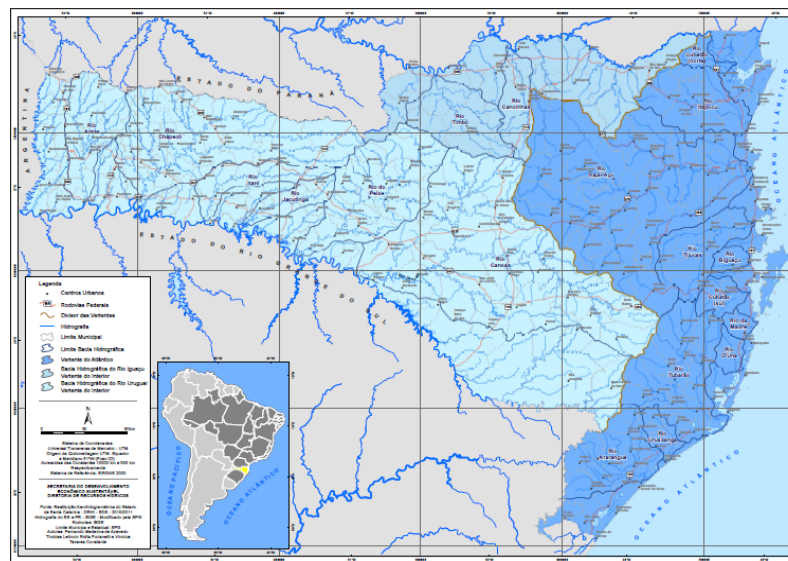


Figura 3. Regiões Hidrográficas do Estado de Santa Catarina

Fonte: SANTA CATARINA, 2014.



Figura 4. Subdivisão das Regiões Hidrográficas do Estado de Santa Catarina

Fonte: SANTA CATARINA, 2006.

Essas, por sua vez, subdividem-se em dez regiões hidrográficas menores, a saber:

Extremo Oeste, Meio Oeste, Vale do Rio do Peixe, Planalto de Lages, Planalto de Canoinhas, Baixada Norte, Vale do Itajaí, Litoral Centro, Sul Catarinense e Extremo Sul Catarinense, tal qual a ilustra a Figura 4 (SANTA CATARINA, 2006).

O Estado do Rio Grande do Sul também está dividido em três grandes Regiões Hidrográficas, a saber: do Uruguai, do Guaíba e do Litoral.

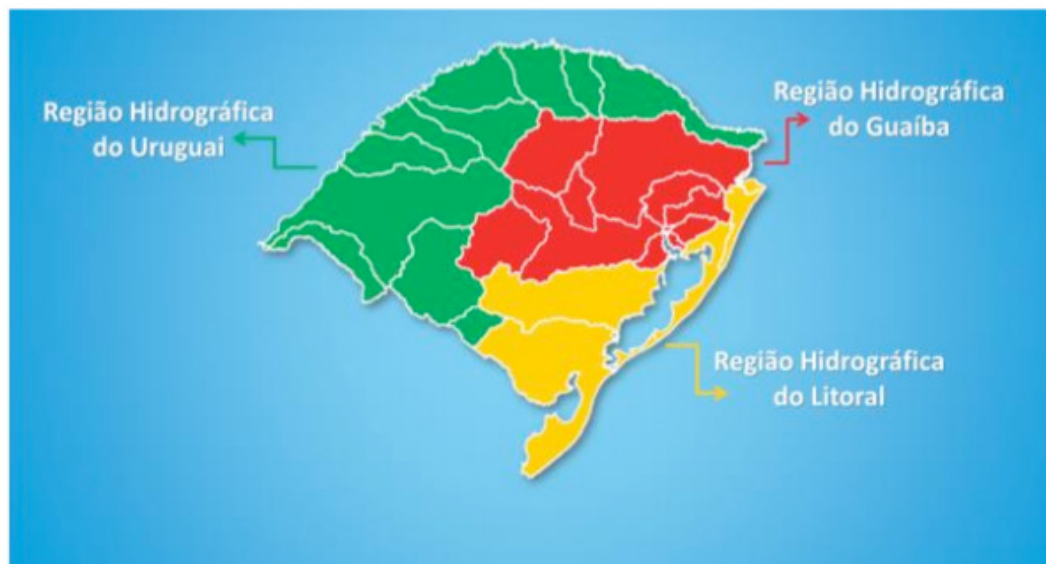


Figura 5. Regiões Hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul

Fonte: RIO GRANDE DO SUL, 2018a.

Por sua vez, o Decreto 53.885/2018 subdividiu as Regiões Hidrográficas em 25 (vinte e cinco) Bacias, quais sejam: Apuaê-Inhandava, Passo Fundo, Turvo - Santa Rosa - Santo Cristo, Piratinim, Ibicuí, Quaraí, Santa Maria, Negro, Ijuí, Várzea, Butuí-Icamaquã, Gravataí, Sinos, Caí, Taquari-Antas, Alto Jacuí, Vacacaí, Vacacaí-Mirim, Baixo Jacuí, Lago Guaíba e Pardo; Tramandaí, Litoral Médio, Camaquã, Lagoa Mirim e Canal São Gonçalo, e Mampituba (RIO GRANDE DO SUL, 2018b).

No tocante à geração de hidroeletricidade, o Estado de Santa Catarina atualmente, possui 244 empreendimentos em operação, já o Estado do Rio Grande do Sul possui 125 empreendimentos hidrelétricos (ANEEL, 2018a), classificados conforme a tabela 1 e distribuídos como ilustra a Figura 6. A soma desses empreendimentos localizados nos dois Estados supracitados corresponde a 27,5% do total de hidrelétricas no Brasil.

Ressalta-se que Santa Catarina está em vigésimo lugar no *ranking* de área territorial, enquanto o Rio Grande do Sul encontra-se em nono, além disso, se considerados em conjunto, equivalem a apenas 4,43% do território nacional (IBGE, 2018).

Considerando tais elementos em números, em Santa Catarina, há um empreendimento hidrelétrico a cada 392 km², e no Rio Grande do Sul, consiste em um empreendimento a cada 2.254 km².

Empreendimentos em Operação		
Tipo	Santa Catarina	Rio Grande do Sul
Central Geradora Hidrelétrica (CGH)	178	53
Pequena Central Hidrelétrica (PCH)	54	54
Usina Hidrelétrica (UHE)	12	18

Tabela 1. Empreendimentos em operação em Santa Catarina e Rio Grande do Sul em 2018.

Fonte: Adaptado de ANEEL, 2018a.

Da Figura 6 depreende-se que os empreendimentos hidrelétricos estão distribuídos por toda Santa Catarina. No Rio Grande do Sul encontram-se entre a fronteira com Santa Catarina e o centro do Estado, sendo raros aqueles localizados na região sul.

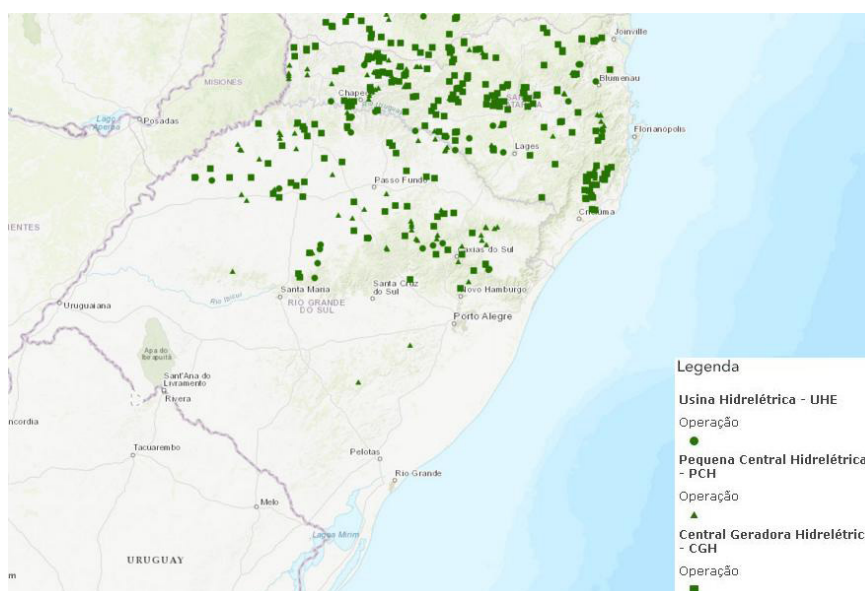


Figura 6. Distribuição dos empreendimentos hidrelétricos em operação nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul

Fonte: Adaptado de ANEEL, 2018b.

Apesar de possuir menor número de empreendimentos, em 2016, o Rio Grande do Sul contribuiu com 6,19% da produção nacional de hidroeletricidade, enquanto Santa Catarina foi responsável por 5,98% (EPE, 2017b).

3 | HIDRELÉTRICAS E O MEIO AMBIENTE

A matriz hidroelétrica apesar de considerada “limpa, barata e renovável”, causa impactos significativos ao meio ambiente, gerando problemas ambientais desde a captura dos recursos naturais até o consumidor final (REIS, 2003, p. 5).

Comumente, no decorrer do processo de licenciamento e até mesmo após a licença de

operação, os empreendimentos hidrelétricos apresentam problemas ambientais de ordem físico-químico-biológicos e sociais decorrentes da implantação e da operação da usina hidrelétrica (FARIAS & REI, 2015, p. 17). Ademais, a construção e operação de hidrelétricas causam impactos que ultrapassam a área de implantação do empreendimento (RAIO & BENNEMANN, 2010).

No ponto, destacam-se como problemas ambientais os usos conflitantes da água. Como exemplo pode-se citar a geração de energia em contraponto ao abastecimento de água, irrigação, dessedentação de animais, recreação, regularização da vazão mínima e navegação (DERÍSIO, 2007, p.15).

Além do uso conflitante da água, Bermann (2007) destaca como impactos negativos a alteração do regime hidrológico, o comprometimento da qualidade das águas, o assoreamento, a emissão de gases de efeito estufa, o aumento do volume de água no reservatório formado e os problemas de saúde pública.

Ainda, verifica-se que os impactos gerados pelas centrais hidrelétricas são perceptíveis nos meios aquático, aéreo e biótico. Entre esses, podem-se citar as perdas na produção agrícola, desaparecimento de comunidades, perda de sítios arqueológicos, alagamento de áreas indígenas e de belezas naturais, destruição da fauna e flora nativa, perda dos recursos minerais, contaminação dos lençóis freáticos, proliferação de doenças, diminuição de empregos, aumento da demanda por serviços sociais (REIS et al., 2005, p. 36).

Diante de todos os problemas ambientais acima citados, as justificativas utilizadas para a instalação desses empreendimentos segundo Tiago Filho et al (2003, p. 163) são a crise energética em decorrência do crescimento demográfico da população e da demanda do setor elétrico, sendo as pequenas centrais hidrelétricas uma fonte rápida e eficiente para suprir esta demanda.

Outrossim, o aproveitamento hidrelétrico caracteriza-se como fonte renovável, com alta disponibilidade de recursos, e de fácil exploração, além de impulsionar a economia local durante sua construção (ANEEL, 2002).

Além disso, Goldemberg (2010, p. 52-53) pontua que as fontes de energia renovável emitem menos gases de efeito estufa, reduzem a possibilidade de falhas no suprimento e são menos dependentes de importação.

Apesar de tais argumentos favoráveis à implantação das hidrelétricas, não se pode ignorar os efeitos negativos ao meio ambiente e aos demais usos da água (DUARTE et al., 2016). Em vista dessa dissociação da instalação de matrizes hidroelétrica e os recursos naturais é que se criou um vasto arcabouço institucional e legal, o qual vem sendo aprimorado (REIS, 2003 p. 46).

A legislação ambiental deve ser flexível para adaptar-se as novas situações fáticas e instrumentos tecnológicos, além disso, a previsão legal de determinadas situações são imprescindíveis para evitar burlas (DERÍSIO, 2007 p. 80).

Além do mais, é imperativo que haja a constante atualização técnica das medidas protetivas legais, para evitar disparates na avaliação da viabilidade e instalação de empreendimentos potencialmente poluidores, como os hidroelétricos, garantindo o

desenvolvimento sustentável. Como exemplo dessa espécie protetiva tem-se o licenciamento ambiental (REIS, 2003 p. 46).

4I BREVE CONTEXTUALIZAÇÃO DO LICENCIAMENTO AMBIENTAL DE HIDRELÉTRICAS NO BRASIL

Embora a legislação ambiental contenha, em seu bojo, condicionantes às atividades antrópicas, o cumprimento, por muitas vezes, depende controles prévios, concomitantes e sucessivos (SILVA, 2011, p. 280).

Por sua vez, essa espécie de controle é exercida através de instrumentos processuais administrativos e judiciais. Na seara administrativa tem-se como instrumento de controle o licenciamento ambiental.

O licenciamento ambiental pode ser definido como processo administrativo de gestão ambiental, de âmbito federal, estadual ou municipal, que tem como objetivo assegurar a sadia qualidade de vida por meio de controle contínuo das atividades humanas (FARIAS, 2015, p. 26).

Para a avaliação e concessão de licenças ambientais, são necessários estudos da viabilidade técnica e ambiental do empreendimento, neste sentido, ao longo dos anos, consolidou-se a obrigatoriedade do estudo de impacto ambiental (SILVA, 2011, p. 287).

Ao contrário do que ocorreu nos países desenvolvidos, cuja à implantação de AIA se deu por pressão da sociedade, no Brasil sobreveio em razão de imposição dos órgãos financiadores como (BID – Banco interamericano de desenvolvimento e BIRD – Banco mundial) de grandes obras (COSTA *et al*, 2010).

A primeira regulamentação legal de atividades potencialmente poluidoras a nível federal, no Brasil, se deu em 1975, com vigência do Decreto-Lei nº 1.413/75, o qual determina que indústrias instaladas ou a serem instaladas no território nacional devem promover as medidas de prevenção e correção dos impactos ambientais causados pela atividade, a serem definidas pelos órgãos públicos competentes (BRASIL, 1975). Esse decreto, também, concedeu a possibilidade de Estados e Municípios criar seu processo de licenciamento de empreendimentos potencialmente poluidores (FARIAS, 2015, p. 30).

A normatização da permissão dos empreendimentos industriais restou na criação da Lei 6.803/80 (BRASIL, 1980), a qual introduziu a avaliação de impacto ambiental através do zoneamento industrial das áreas críticas de poluição (LIMA, 2006, p. 85).

No ano seguinte, com o advento da Lei 6.938/81, a qual prevê a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), consolidou a avaliação de impacto ambiental e o licenciamento ambiental no ordenamento jurídico brasileiro, definindo-os como instrumentos da PNMA, no art. 9º, inciso III e IV, respectivamente. Ainda, determina a necessidade de licenciamento prévio na hipótese de construção, instalação, ampliação e funcionamento de empreendimentos potencialmente poluidores ou que utilizem recursos naturais (BRASIL, 1981).

Em consonância ao movimento de regulamentação da avaliação de impacto ambiental, a Resolução nº 01/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) trouxe importantes

considerações acerca do licenciamento ambiental e o estudo de impacto ambiental, além disso, aduz que Usinas de geração de energia de acima de 10MW dependem da elaboração do respectivo estudo de impacto ambiental (EIA) e relatório de impacto ambiental (RIMA), assim como, da aprovação desses estudos pelo órgão competente (SOUZA, 2014, p. 178). De mais a mais, o EIA deverá contemplar as alternativas tecnológicas e localização do empreendimento, comparando-o com a hipótese de não execução da obra, identificar os impactos ambientais e suas alternativas de mitigação no meio físico, biológico e socioeconômico, definir a área direta e indiretamente afetada por estes impactos considerando a bacia hidrográfica (BRASIL, 1986).

No tocante ao licenciamento ambiental específico do setor elétrico de empreendimentos em que a União tenha interesse relevante, a Resolução do CONAMA nº 06/87, em seu art. 4º, determinou o procedimento a ser seguido, distinguindo-o em três fases: licença prévia, requerida no início do estudo de viabilidade do empreendimento; licença de instalação, a qual deverá ser requisitada em momento anterior à Licitação; e por fim, a licença de operação, requisitada antes do fechamento e funcionamento da barragem (BRASIL, 1987a). Esse procedimento é aplicável na maioria dos empreendimentos hidroelétricos de grande porte, uma vez que apresentem interesse à União (REIS, 2003, p. 37).

Quanto ao licenciamento, é importante a definição e desenvolvimento de cada etapa para obtenção das respectivas licenças. Dessa forma, inicialmente tem-se a licença prévia (LP), a qual refere à fase do planejamento do empreendimento, em que se analisará a localização, concepção, viabilidade ambiental e condicionantes. Nesta etapa ocorre apenas a autorização para início do planejamento da atividade (FARIAS, 2015, p. 71).

Nesta fase procedimental, há a necessidade de realização de pesquisas no local do empreendimento, objetivando a consolidação do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), o qual será a base de fundamentação das autoridades licenciadoras, devendo abordar a descrição do empreendimento nas fases de implantação e operação, a caracterização e diagnóstico da área de influência direta (AID) e indireta (AII), e fatores ambientais, englobando a caracterização do meio físico, biótico e socioeconômico e suas interações, os impactos ambientais prováveis em decorrência da atividade realizada durante as diferentes fases do licenciamento, as medidas mitigatórias e compensatórias, e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) que conterá a síntese deste estudo e suas conclusões (TRENNEPOHL & TRENNEPOHL, 2010, p. 38).

Ressalta-se que o EIA regulamentado pelas Resoluções do CONAMA nº 01/86 e 06/87, não se confunde com o projeto preliminar do empreendimento, nem mesmo se este projeto prévio seja elaborado através de equipe multidisciplinar, vez que para a apreciação do EIA é indispensável a intervenção do órgão público desde o início do processo de licenciamento, devendo o órgão ambiental responsável manifestar-se anteriormente à realização do Estudo de Impacto Ambiental (OLIVEIRA & GUIMARÃES, 2004, p. 111).

A fim de conceder caráter democrático ao licenciamento ambiental, o CONAMA através da Resolução nº 09/87, edita a possibilidade de realização de audiência pública quando o órgão julgar necessário, ou se solicitada por entidade civil, Ministério Público, ou por cinquenta

ou mais cidadãos, podendo ser realizada mais de uma em razão da função geográfica do empreendimento, e caso solicitada, não seja realizada, a licença ambiental emitida não terá validade (BRASIL, 1987b).

Essa audiência ocorrerá no decorrer da concessão da licença prévia, e objetiva informar, oportunizar a expressão de opiniões e verificar os conflitos da população interessada (DUARTE *et al.*, 2016).

Já na fase da licença de instalação (LI) elabora-se o Projeto Executivo do empreendimento, avalia-se o cumprimento das especificações e exigências constante na licença prévia, para ao final estabelecer as medidas de controle, mitigatórias e compensatórias referentes à instalação do empreendimento, depois de concedida a licença de instalação, fica autorizada o início das obras (BARBIERO, 2015).

Concluída a instalação da atividade, o órgão ambiental deverá vistoriar a área para a verificação do cumprimento das determinações das licenças anteriores. Assim, uma vez cumprido todos os requisitos, o órgão público emite a licença de operação, a qual apontará as medidas de controle e padrões de qualidade que limitarão o funcionamento do empreendimento (FARIAS, 2015, p. 80).

Em 1988, com a reforma constitucional, instituiu-se um capítulo específico para a tutela ambiental na Constituição Federal (BRASIL, 1988), ademais, o art. 225, §1º, inciso IV, conferiu-se caráter constitucional ao licenciamento ambiental na medida em que prescreveu a obrigatoriedade do estudo de impacto ambiental às atividades potencialmente poluidoras (FARIAS, 2015, p. 31).

Com o advento do Decreto nº 99.274/90, houve a regulamentação da Política Nacional do Meio Ambiente coadunando-a com o processo de licenciamento ambiental concedendo força de lei ao disposto nas Resoluções do CONAMA nº 01/86 e 06/87 (BRASIL, 1990).

Em 1997, face o crescimento da matriz hidrelétrica, com objetivo de salvaguardar os recursos hídricos para as presentes e futuras gerações, instituiu-se a Política Nacional dos Recursos Hídricos através da Lei 9.433/97, que dispõe sobre a outorga pelo Poder Público do uso da água para a geração de energia, a compatibilização dos diversos usos dos recursos hídricos de maneira a integrá-los, bem como, a cobrança pelo uso e consumo deste recurso natural (BRASIL, 1997a).

Para Ruschel (2010, p. 164), a Lei 9.433/97 tem como intuito descentralizar a política econômica do uso da água, constituindo-se como um avanço legal para a resolução dos conflitos ambientais.

No viés ambiental, a Constituição Federal de 1988 pontuou que futuras leis complementares fixassem normas para determinar a competência dos entes federativos para licenciar, todavia somente concretizou-se tal intuito em 1997, data em que o CONAMA revisou e complementou as diretrizes do licenciamento ambiental previstas na Resolução nº 01/86 por meio da Resolução nº 237/97 (SOUZA, 2014, p. 182).

Esta última definiu os critérios territoriais relativos à competência do órgão licenciador. Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) compete licenciar aqueles empreendimentos com atividades desenvolvidas no Brasil e

países limítrofes, no mar territorial, plataforma continental, zona econômica exclusiva, terras indígenas ou em unidades de conservação de domínio da União, desenvolvidas em dois ou mais Estados, cujos impactos ultrapassem os limites de um Estado ou do País, que versem sobre energia nuclear, ou envolvam bases militares. Já os órgãos estaduais ou do Distrito Federal licenciarão as atividades desenvolvidas ou que causem impactos em mais de um Município ou unidades de conservações estaduais ou do Distrito Federal, em florestas ou áreas de preservação permanente e, em hipótese de convênio ou instrumento legal, os licenciamentos sejam delegados pela União aos Estados ou Distrito Federal (BRASIL, 1997b).

As punições por prejuízos ambientais, anteriormente pontuadas por leis esparsas, foram compiladas na Lei 9.605/98, que criminalizou condutas nocivas ao meio ambiente, atribuindo penalidades para condutas e atividades lesivas ao meio ambiente (AYRES, 2014, p. 56).

Em relação ao licenciamento ambiental, destaca-se o art. 69-A, o qual pontua como crime contra a administração ambiental, a elaboração de estudo, laudo ou relatório total ou parcialmente falso ou enganoso, ou que possua omissões quanto a realidade factual, prevendo a pena de 3 (três) a 6 (seis) anos e multa, podendo ser aumentada de 1/3 (um terço) a 2/3 se das informações falsas, incompletas ou enganosas, ocorrer dano ao meio ambiente (BRASIL, 1998).

Não bastasse todo o aparato jurídico existente, houve a necessidade de regular as áreas de preservação permanente existentes no entorno das barragens, por esse motivo em 2002 o CONAMA emitiu a Resolução nº 302/02, a qual define como área de preservação permanente a extensão de trinta metros para reservatórios artificiais situados em área urbana consolidada e cem metros para aqueles localizados em área rural, salvo se o reservatório utilizado para geração de energia elétrica possua área de até dez hectares, caso em que se definirá a faixa de no mínimo quinze metros como área de preservação permanente (BRASIL, 2002).

Apesar de todo o exposto, as transgressões do aparato legal ambiental pelos empresários e as falhas no processo de licenciamento são freqüentes, ensejando conflitos ambientais, que, em alguns casos, obtêm sua resolução através do termo de ajustamento de conduta.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

No tocante à geração de eletricidade há crescente necessidade de sua produção. No Brasil, a fonte predominante de geração de energia elétrica é a hidroelétrica, configurando o terceiro lugar na produção hidroelétrica no mundo. Em nível estadual, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, conjuntamente, produzem cerca de 12% da hidroeletricidade brasileira, comportando 27,5% dos empreendimentos hidroelétricos brasileiros.

Apesar de ser considerada uma matriz energética “limpa, renovável, e barata”, a hidroeletricidade não está isenta de causar impactos no meio ambiente. Assim, o legislador e os órgãos ambientais criaram dispositivos legais com capacidade de fornecer ao Estado

e à sociedade, um instrumento de controle desses empreendimentos, impondo a realização de um estudo de impacto ambiental contendo a análise da viabilidade técnica (potencial) e ambiental do projeto.

Em vista disso, o processo de licenciamento ambiental, baseado em idôneo estudo de impacto ambiental e no ordenamento jurídico, é fundamental para a preservação do meio ambiente para as presentes e futuras gerações.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Brasília: Aneel, 2002. Disponível em: < http://www2.aneel.gov.br/arquivos/pdf/livro_atlas.pdf>. Acesso em: 14 out. 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. Brasília: Aneel, 2008. Disponível em: < http://www.aneel.gov.br/documents/656835/14876463/atlas3ed_2008.pdf/268ddfdb-e65e-4956-ba1f-99de67b85dab>. Acesso em: 14 out. 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **BIG - Banco De Informações de Geração**. 2018. 2018a. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 12 Abr. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Mapa dos Empreendimentos de Aproveitamento Hidrelétricos**. 2018. 2018b. Disponível em: < <http://sigel.aneel.gov.br/portal/home/webmapviewer.html?webmap=947a10caf45249faacd8c45ac74573c7>>. Acesso em: 18 Abr. 2018.

AYRES, P. H. F. Responsabilidade civil e penal ambiental. In: VENERAL, D. C. (Org.). **Coleção Direito Processual Civil e Direito Ambiental: Responsabilidade civil e penal ambiental, aspectos processuais ambientais e licenciamentos ambientais**. Curitiba: Intersaberes, 2014. 238p.

BARBIERO, L. Guia Definitivo Sobre Licenciamento Ambiental. **Geoweek**, 2015. Disponível em: < <http://www.graltec.com/downloads/geoweek/ebook-lais.pdf>>. Acesso em: 27 set. 2017.

BERMANN, C. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 139-153, 2007.

BRASIL. **Constituição (1988)**. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado, 1988.

_____. **Decreto nº 99.274**, de 06 de junho de 1990. 1990. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. - In: Diário Oficial da União, 07 de junho de 1990.

_____. **Decreto-Lei nº 1.413**, de 14 de agosto de 1975. 1975. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. - In: Diário Oficial da União, 14 de agosto de 1975.

_____. **Lei nº 6.803**, de 02 de julho de 1980. 1980. Dispõe sobre as diretrizes básicas para o zoneamento industrial nas áreas críticas de poluição, e dá outras providências. - In: Diário Oficial da União, 03 de julho de 1980.

_____. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. - In: Diário Oficial da União, 02 de setembro de 1981.

_____. **Lei nº 9.433**, de 08 de janeiro de 1997. 1997a. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos,

cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. - In: Diário Oficial da União, 09 de janeiro de 1997.

_____. **Lei nº 9.605**, de 12 de fevereiro de 1998. 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. - In: Diário Oficial da União, 13 de fevereiro de 1998.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 001**, de 23 de janeiro de 1986. 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. – In: Diário Oficial da União, de 17 de fevereiro de 1986.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 006**, de 16 de setembro de 1987. 1987a. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras do setor de geração de energia elétrica. – In: Diário Oficial da União, de 22 de outubro de 1987.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 009**, de 03 de dezembro de 1987. 1987b. Dispõe sobre a realização de Audiências Públicas no processo de licenciamento ambiental. – In: Diário Oficial da União, de 05 de julho de 1990.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 237**, de 19 de dezembro de 1997. 1997b. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. – In: Diário Oficial da União, de 22 de dezembro de 1997.

_____. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 302**, de 20 de março de 2002. 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. – In: Diário Oficial da União, de 13 de maio de 2002.

COSTA, G. B.; LOCKS, R.; MATOS, D. S. Análise do Relatório do Impacto Ambiental das Usinas Hidrelétricas no Rio Madeira no Município de Porto Velho/RO. In: **V Encontro Nacional da Anppas**. 2010.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 3 ed. São Paulo: Signus Editora, 2007. 192p.

DUARTE, C. G.; DIBO, A. P. A.; SANCHEZ, L. E. What does the academic research say about impact assessment and environmental licensing in Brazil?. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 261-292, 2017.

DUARTE, C. G.; FERREIRA, V. H.; SANCHEZ, L. E. **Analisando audiências públicas no licenciamento ambiental: quem são e o que dizem os participantes sobre projetos de usinas de cana-de-açúcar**. Saúde Soc. São Paulo, v.25, n.4, p.1075-1094, 2016.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Ministério de Minas e Energia. **Balanco Energético Nacional (BEN) 2017: Ano Base 2016**. Relatório Síntese. 2017a. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2017_Web.pdf>. Acesso em 15 out. 2017.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). Ministério de Minas e Energia. **Balanco Energético Nacional (BEN) 2017: Ano Base 2016**. Relatório Final. 2017b. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/Relatorio_Final_BEN_2017.pdf>. Acesso em 15 out. 2017.

FARIAS, T. **Licenciamento Ambiental: aspectos teóricos e práticos**. 5 ed. Belo Horizonte: Fórum, 2015. 212p.

FARIAS, V. C.; REI, F. Economia Verde e matriz energética brasileira: delineamentos e reflexões. In: GRANZIERA, M. L. M.; REI, F. (Org.). **Energia e meio ambiente [recurso eletrônico]: contribuições 2015**

para o necessário diálogo. Santos (SP): Editora Universitária Leopoldianum, 2015. 240 p.

GOLDEMBERG, J. **Energia e desenvolvimento sustentável.** São Paulo: Blucher, 2010. 94 p. (Série sustentabilidade, v. 4).

INATOMI, T. A. H.; UDAETA, M. E. M. Análise dos impactos ambientais na produção de energia dentro do planejamento integrado de recursos. In: **III Workshop Internacional Brasil-Japão: Implicações Regionais e Globais em Energia, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.** 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Panorama:** Brasil. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>. Acesso em: 17 abr. 2018.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA). **Electricity Information:** overview. 2017. Disponível em: <<http://www.iea.org/publications/freepublications/publication/ElectricityInformation2017Overview.pdf>>. Acesso em: 14 Abr. 2018.

LIMA, M. L. M. de. **Licenciamento ambiental e gestão de riscos:** o caso da Usina Hidrelétrica de Barra Grande. 2006. Dissertação (Mestrado em Direito) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P.; CORDEIRO NETTO, O. de M. Ciência, Cognição e Informação na Operacionalização da Gestão Participativa da Água no Brasil. **Sociedade e Estado**, Brasília, v. 18, n. 1/2, p. 199-220, jan./dez., 2003.

OLIVEIRA, F. de P. M. de.; GUIMARÃES, F. R. **Direito, Ambiente e Cidadania:** uma abordagem interdisciplinar. São Paulo: Madras, 2004. 141 p.

PIAGENTINI, P. M.; FAVARETO, A. da S. Instituições para regulação ambiental: o processo de licenciamento ambiental em quatro países produtores de hidreletricidade. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [S.l.], v. 30, jul. 2014.

RAIO, C. B.; BENNEMANN, S. T. A ictiofauna da bacia do rio Tibagi e o projeto de construção da UHE Mauá, Paraná, Brasil. **Seminário: Ciências Biológicas da Saúde**, Londrina, v. 31, n. 1, p. 15-20, 2010.

REIS, L. B. dos. Geração de Energia Elétrica: Tecnologia, Inserção Ambiental, Planejamento, Operação e Análise de Viabilidade. 3 ed. Barueri, SP: Manole, 2003. 324p.

REIS, L. B. dos.; FADIGAS, E. A. A.; CARVALHO, C. E. Energia, Recursos Naturais e Prática do Desenvolvimento Sustentável. Barueri, SP: Manole, 2005. 415p.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria De Estado De Desenvolvimento Sustentável (SDS). **Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul.** 2018. 2018a Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/bacias-hidrograficas>>. Acesso em: 20 abr. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 53.885**, de 16 de janeiro de 2018. Institui subdivisão das Regiões Hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul em Bacias Hidrográficas. 2018b. - In: Diário Oficial da União, 17 janeiro de 2018.

RUSCHEL, C. V. **Parceria Ambiental:** o dever fundamental de proteção ambiental como pressuposto para a concretização do Estado de Direito Ambiental. Curitiba: Juruá, 2010. 216p.

SANTA CATARINA. Secretaria De Estado De Desenvolvimento Sustentável (SDS). **Panorama dos Recursos Hídricos de Santa Catarina.** Santa Catarina: 2006.

SANTA CATARINA. Secretaria De Estado De Desenvolvimento Sustentável (SDS). **Mapa das regiões hidrográficas de Santa Catarina.** 2014. Disponível em: < www.ag

uas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/bacias.../bacias_hidrograficas_sc.docx>. Acesso em: 20 abr. 2018.

SILVA, J. A. **Direito Ambiental Constitucional**. 9 ed. São Paulo: Malheiros, 2011. 357p.

SOUZA, M. da C. Licenciamentos Ambientais. In: VENERAL, D. C. (Org.). **Coleção Direito Processual Civil e Direito Ambiental**: Responsabilidade civil e penal ambiental, aspectos processuais ambientais e licenciamentos ambientais. Curitiba: Intersaberes, 2014. 238p.

TIAGO FILHO, G. L. *et al.* Pequenas Centrais Hidroelétricas. In: TOLMASQUIM, M. T. (Org.). **Fontes Renováveis de Energia no Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência: CENERGIA, 2003. 515p.

TRENNEPOHL, C.; TRENNEPOHL, T. **Licenciamento Ambiental**. 3 ed. Niterói: Impetus, 2010. 344p.

PARADIGMAS TECNOLÓGICOS DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Data de aceite: 17/06/2020

Data de submissão: 22/04/2020

Patrícia Campos Borja

Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia

Salvador-Bahia

<http://lattes.cnpq.br/3806088580374374>

Luiz Roberto Santos Moraes

Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia

Salvador-Bahia

<http://lattes.cnpq.br/1754614469917208>

RESUMO: O capítulo tem como objetivo contribuir com algumas questões relevantes sobre os paradigmas tecnológicos do saneamento básico no Brasil, iniciando com uma rápida discussão epistemológica, ou seja, uma discussão sobre a própria forma de produzir conhecimento. A metodologia utilizada para sua elaboração se pautou na construção do conceito de tecnologias apropriadas e de paradigmas tecnológicos, os quais nortearam uma reflexão realizada a partir da revisão crítica da bibliografia. No campo do saneamento básico pouco esforço tem sido feito para refletir sobre a produção do conhecimento e os paradigmas tecnológicos vigentes, embora a realidade

tenha, por si, só exigido inflexões urgentes, principalmente, no que diz respeito ao uso intensivo de matéria e energia e ao caráter social de suas ações. O capítulo mostra a tendência em adotar tecnologias que busquem privilegiar a prevenção e o controle da geração de resíduos, a minimização, o reuso e a reciclagem das águas e dos resíduos sólidos. O ecosaneamento, o *ecodesign*, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) e os ensinamentos da permacultura devem passar a ser incorporados nos projetos da área de Engenharia Sanitária e Ambiental no País.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento Básico; Paradigmas Tecnológicos; Tecnologias Apropriadas.

TECHNOLOGICAL PARADIGMS OF BASIC SANITATION IN BRAZIL

ABSTRACT: The chapter aims to contribute with some relevant questions about the technological paradigms of basic sanitation in Brazil, starting with a quick epistemological discussion, that is, a discussion about the very way of producing knowledge. The methodology used for its elaboration was based on the construction of the concept of appropriate technologies and technological paradigms, which guided a reflection carried

out from the critical review of the bibliography. In the field of basic sanitation, little effort has been made to reflect on the production of knowledge and the current technological paradigms, although the reality has, by itself, only required urgent inflections, mainly with regard to the intensive use of matter and energy and to the social character of their actions. The chapter shows the tendency to adopt technologies that seek to privilege the prevention and control of waste generation, minimization, reuse and recycling of water and solid waste. Ecosanitation, ecodesign, Life Cycle Analysis (LCA) and the teachings of permaculture should now be incorporated into projects in the area of Sanitary and Environmental Engineering in the country.

KEYWORDS: Basic Sanitation; Technological Paradigms; Appropriate Technologies.

1 | INTRODUÇÃO

A sociedade pós-industrial, forjada no século XII com a visão mecanicista do mundo formulada pelo método analítico de raciocínio de Descartes e fundada no início do século XIX com o modo de produção capitalista, faz emergir uma nova sociedade onde a tecnologia, sustentada pelo discurso científico, assume um papel preponderante e pretensamente neutro e independente dos interesses dos agentes que as criam e as fazem ser utilizadas.

Os avanços do último século no campo das ciências, da filosofia e da tecnologia colocaram em evidência as contradições das promessas da modernidade, principalmente, pelo fato dos avanços não terem conduzido a uma sociedade mais justa. Existe um reconhecimento na comunidade científica quanto à necessidade da revisão dos grandes paradigmas conceituais e metodológicos que nortearam a produção do conhecimento.

Assim, nesse terceiro milênio, cientistas e pensadores se deparam com o grande desafio de rever conceitos e métodos para redefinir o papel social do conhecimento e da tecnologia com vistas a promover um desenvolvimento humano pautado na promoção de justiça e liberdade.

Na área da Engenharia Sanitária e Ambiental pouco esforço tem sido feito no sentido de refletir os paradigmas tecnológicos que têm norteado a concepção e implementação dos projetos. No entanto, a problemática ambiental e social, os deficits dos serviços públicos de saneamento básico e os desafios para a sua universalização têm exigido um pensar sobre a forma de fazer a Engenharia Sanitária e Ambiental no Brasil. O presente capítulo tem como objetivo contribuir nesse esforço, pontuando algumas questões relevantes sobre os paradigmas tecnológicos do saneamento básico no Brasil.

2 | METODOLOGIA

A metodologia utilizada para elaboração do capítulo se pautou na construção do conceito de tecnologias apropriadas e de paradigmas tecnológicos, os quais nortearam uma reflexão crítica realizada a partir de revisão bibliográfica sobre o tema.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para iniciar a discussão sobre paradigmas tecnológicos faz-se necessário realizar uma rápida discussão epistemológica, ou seja, uma discussão sobre a própria forma de produzir conhecimento.

Na atualidade já existe um reconhecimento de que os conceitos e as teorias são limitados e aproximados, construídos pelo homem a partir de uma cultura, e que a produção do conhecimento não se dá de forma neutra, estando inserida no contexto político e social onde está se processando (BORJA, 1997). Nesse ponto, Foucault (1992) esclarece que todo o pensamento se estrutura a partir de um espaço de ordem que se vincula à cultura: cultura que permite a proximidade das coisas, que estabelece o quadro de seus parentescos e a ordem segundo a qual é preciso percorrê-la; que reflete as similaridades ou equivalências que fundam e justificam as palavras, as classificações e as trocas.

Einstein, refletindo sobre os “esquemas mentais” do pensamento, contribui nesse debate ao considerar que os conceitos são criações do homem:

Os conceitos físicos são livres criações do intelecto humano. Não são, como se poderia pensar, determinados exclusivamente pelo mundo exterior. No esforço de entendermos a realidade, muito nos parecemos com o indivíduo que tenta compreender o mecanismo de um relógio fechado [...]. Se for engenhoso, poderá formar uma imagem do mecanismo que poderia ser responsável por tudo quanto observa, mas jamais poderá estar totalmente certo de que tal imagem é a única capaz de explicar suas observações. Jamais poderá confrontar sua imagem com o mecanismo real (Ciência Hoje, incompleta).

Assim, na atualidade os pesquisadores se deparam com a difícil tarefa de se inserir nessa discussão na busca de seus referenciais metodológicos. À sua disposição existem diversas linhas de pensamento, a exemplo do empirismo, positivismo, funcionalismo, sistemismo, estruturalismo, pós-estruturalismo, niilismo, pós-modernismo, dentre outras. Um ponto, no entanto, pode ser destacado como tendência atual: o questionamento das ciências parcelares, da fragmentação analítica. Em seu lugar surge, a partir dos anos 60, a tentativa de uma abordagem integrada, um esforço em entender e tratar a realidade na sua complexidade, considerando as diversas leituras que as diferentes disciplinas podem oferecer.

No campo do meio ambiente, percebe-se que o paradigma cartesiano promoveu a dicotomização entre as ciências da natureza e as ciências humanas. Gonçalves (1989) considera que se, por um lado, a ecologia se envolve na análise dos complexos fluxos de matéria e energia, por outro, desconsidera – ou vê de forma reducionista – as relações sociais que interferem nesses fluxos. A economia, por sua vez, despreza as questões ecológicas. Para o autor, “(...) a complexidade da questão ambiental não pode ser resolvida com base no paradigma filosófico, teórico e metodológico herdado” (GONÇALVES, 1989, p. 305), sendo necessário reconhecer que nenhum especialista por si só tem competência para decidir sobre a questão ambiental.

No mundo contemporâneo as tecnologias e inovações tecnológicas chamam a atenção

por sua criatividade, por seu ritmo acelerado e, principalmente, pelas questões que suscitam acerca de suas implicações. O desenvolvimento e a adoção das tecnologias, por sua vez, guardam uma estreita relação com as concepções de desenvolvimento de cada país, seus estilos e estratégias, seus propósitos, metas e objetivos. Se essas questões mostram-se válidas para as tecnologias em geral, muito mais os são para as denominadas “tecnologias apropriadas”. Embora a origem conceitual das tecnologias apropriadas seja mais recente, estas são antigas e surgem como uma reação às estratégias de desenvolvimento baseadas na introdução indiscriminada, em países em desenvolvimento, de tecnologias procedentes de países desenvolvidos (MOTTA, 1996).

O termo tecnologia apropriada (TA) sugere a possibilidade de adaptação da tecnologia ao meio no qual se adota em termos físicos, ambientais, culturais e sociais e que proporcione o desenvolvimento da autodeterminação das populações. Sugere ainda uma busca do respeito e confiança dos membros da comunidade na qual se instala, no seu potencial e capacidade de ação e participação que são pré-condições para uma melhoria de sua qualidade de vida (KLIGERMAN, 1995).

O conceito de TA que surge no início dos anos 70, de acordo com Motta (1996), estava inserido num movimento social que se desenvolveu em nível internacional motivado por preocupações voltadas principalmente para duas questões: a primeira referia-se à crise ambiental, representada pelo esgotamento crescente das riquezas naturais; e a segunda relacionava-se ao fracasso de parte das propostas desenvolvimentistas adotadas pelos países ditos em desenvolvimento, baseadas, entre outras, na adoção de tecnologias procedentes de países desenvolvidos. Por isso, para esse autor, as TA começaram a operar num primeiro momento sob a denominação de “tecnologias para o desenvolvimento” cujo foco era o de adaptação de ferramentas, métodos e programas que respondessem às necessidades, recursos e condições locais, procurando apoiar esforços para um desenvolvimento próprio de cada país.

No campo do saneamento básico pouco esforço tem sido feito em nosso País para refletir sobre a produção do conhecimento e os paradigmas tecnológicos vigentes, embora a realidade tenha, por si, só exigido inflexões urgentes, principalmente, no que diz respeito ao uso intensivo de matéria e energia e ao caráter social de suas ações. O maior esforço conceitual empreendido na área se deu nos anos 80, em torno da discussão sobre as tecnologias apropriadas (ENNES, 1989; AZEVEDO NETTO, 1992).

A tecnologia apropriada (TA)

[...] é aquela que permite atender às comunidades com serviços de saneamento em condições sanitárias seguras e eficientes, que seja aceita pelas comunidades e que contemple aspectos construtivos, operacionais e de custos compatíveis com as características socioeconômicas, ambientais e culturais das respectivas comunidades (ENNES, 1989, p. 14).

Pode-se observar que as TA exigem para sua adoção a necessidade de abordagens mais amplas, de forma a alcançar uma compreensão maior das interfaces técnicas, políticas,

institucionais, econômicas e sociais presentes. Por isso, faz-se necessário a constituição de equipes multidisciplinares para sua implementação. Acredita-se, no entanto, que seja mais que isso: as TA exigem uma compreensão inter, trans e multidisciplinar.

Para uma tecnologia ser considerada apropriada alguns critérios devem ser atendidos, conforme apresentado no Quadro 1.

Critério	Conceito
Integração com o ecossistema	Dever exercer o menor impacto ambiental e favorecer a integração com o ecossistema.
Autonomia local	A tecnologia utiliza matérias primas e energias locais, favorecendo a autonomia local das regiões e dos países.
Baixo custo	Necessita de pouco capital.
Absorvedora de mão de obra	Dever se utilizar dos recursos mais abundantes e no caso dos países desenvolvidos, um dos recursos mais abundante é a mão-de-obra.
Capacitação acessível	Não requer níveis muito específicos de especialização da mão-de-obra.
Menos burocracia	A tecnologia é de domínio público não havendo preocupações com pagamento de patentes ou <i>royalties</i> .
Adaptabilidade e simplicidade	Dever ser de fácil entendimento e absorção, sendo assimilada culturalmente com rapidez.

Quadro 1: Critérios de tecnologias apropriadas

Fonte: VIEZZER; OVALES, 1994.

Segundo Alva (1984, p.15) “a definição de tecnologias apropriadas tem sentido prático só enquanto relacionada a um conjunto de circunstâncias específicas de tempo, lugar e culturas”, sendo tais circunstâncias essencialmente locais. Uma tecnologia, neste contexto, pode ser ideal para uma sociedade, mas imprópria para outra. Contudo, observa-se uma adaptação ou variação de uma mesma tecnologia de uma cultura para outra. Muitas vezes uma tecnologia é a solução para uma realidade, mas a falta de critérios técnicos compromete o resultado final esperado.

A tecnologia apropriada nasce, desenvolve-se e se reproduz numa sociedade caso o ambiente favoreça. Assim, a escolha de uma tecnologia não depende exclusivamente dos técnicos, mas é produto de processos sociais que supõem a intervenção de um grande número de agentes. Os diferentes grupos socioculturais terão tecnologias apropriadas somente se existir uma vontade política neste sentido (ALVA, 1984).

Assim, na atualidade, a seleção de uma tecnologia envolve uma série de decisões que estão para além da questão tecnológica em seu sentido restrito. A complexidade da realidade contemporânea exige um profissional com perfil capaz de atuar a partir de uma abordagem interdisciplinar, pois, cada vez mais, a análise da realidade e a identificação de alternativas tecnológicas exigem um olhar que contemple diversas dimensões: social; cultural; institucional; política; ambiental etc.

No campo da tecnologia, os novos paradigmas envolvem a adoção de tecnologias

apropriadas à realidade local, como nos anos 80, e, ainda, indutoras de novos comportamentos, mais sustentáveis, em face dos padrões atuais de consumo de água e geração de resíduos líquidos e sólidos; ou seja, tecnologias que busquem privilegiar o uso eficiente, o reuso e manejo das águas e a não geração, minimização, reutilização e reciclagem dos resíduos, com a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos, incluindo os biossólidos gerados no tratamento da água e dos esgotos. Com essa abordagem, certamente, será necessário imprimir modificações profundas em termos de concepção de projeto.

A Lei nº 11.445/2007, Lei Nacional de Saneamento Básico, em seu art. 2º, estabelece como princípios fundamentais para a prestação dos serviços públicos de saneamento básico a necessidade da adoção de métodos, técnicas e processos que considerem as peculiaridades locais e regionais, bem como, a utilização de tecnologias apropriadas, considerando a capacidade de pagamento dos usuários e a adoção de soluções graduais e progressivas (BRASIL, 2007). Assim, na atualidade, a adoção de novos paradigmas tecnológicos torna-se uma necessidade.

Com os avanços da degradação ambiental e a constatação da escassez das riquezas naturais, principalmente de água doce segura, novas concepções passam a ser incorporadas, como por exemplo, a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem dos resíduos líquidos e sólidos, além do tratamento e o disposição final adequada do que não se conseguiu reintegrar no ambiente. Preocupações com os impactos ambientais das tecnologias implantadas, com a eficiência energética dos projetos, com a capacidade institucional dos gestores em implantar, operar e manter os sistemas projetados, dentre outros, passam a compor o elenco de variáveis para a adoção de tecnologias apropriadas às realidades locais. Por outro lado, o processo de democratização e a ampliação da participação cidadã têm impulsionado a participação social na seleção das tecnologias, pois será a população quem fará uso das mesmas. Nessa perspectiva, a adoção de tecnologias apropriadas assume papel estratégico para a garantia da efetividade, eficiência e a eficácia das ações implementadas.

No entanto, o maior desafio nesse campo envolve a resistência de alguns setores da sociedade, incluindo o setor produtivo, da comunidade técnica e dos gestores em realizar alterações nos padrões tecnológicos vigentes. A atuação tradicional têm tido um caráter conservador e apoiado em projetos que se distanciam das realidades locais. Algumas características da atuação atual podem ser relacionadas:

- Abordagem tecnicista. Acredita-se na supremacia da tecnologia e não se compreende seus limites e as externalidades geradas, tendo-se como exemplo extremo o aquecimento global e a perpetuação das desigualdades e injustiças sociais.
- Dissociação entre técnica e política. Não se compreende que a técnica não é neutra, que as tecnologias têm forte relação com interesses econômicos e políticos, tendo-se como exemplo: o uso do automóvel, o uso de CFC, a serra elétrica na Amazônia, o uso do amianto no Brasil, o uso de sistemas de saneamento básico centralizados com forte consumo de materiais e energia.

- Resistência ao diálogo entre a teoria e a prática. Há um entorpecimento pela prática, não havendo uma reflexão sobre a prática, sobre a eficácia, efetividade e eficiência das ações. Existe uma resistência em enxergar os problemas.
- Atuação reducionista. Não se busca compreender a realidade na sua complexidade, como, por exemplo, a favela, a aldeia indígena, o quilombo etc. Atua-se com a mesma matriz tecnológica em realidades distintas.
- Consideração do saber técnico como superior. Há uma arrogância na prática da engenharia. Existe um pensamento de que a técnica é o único e legítimo espaço de saber, principalmente, quando se adentra nas periferias das cidades, nos assentamentos rurais, nas comunidades quilombolas, nas comunidades extrativistas, nas aldeias indígenas etc. A obra da favela, a dinâmica social dos excluídos, se desconhece. Na aldeia indígena, se desconhece a lógica da relação dos índios com o espaço e com a água, por exemplo.
- Desconsideração das técnicas locais adaptativas utilizadas há décadas (como no Semiárido), baseada na cultura, e se impõe uma nova técnica, a “nossa técnica”, que muitas vezes não é apropriada pela população.
- Incapacidade de dialogar. Não se promove o diálogo do saber técnico como o do saber popular. Não se compreende que a solução de engenharia passa pelo reconhecimento das realidades, que só podem ser descritas por quem as vivencia. Não se busca compreender o modo de vida para projetar. No caso do saneamento básico essa abordagem é grave, pois essa ação envolve mudanças de práticas e a incorporação de novas práticas (usar o vaso sanitário, lavar as mãos, segregar o lixo, colocar o lixo na porta de casa no horário da coleta, manter os ramais de um sistema de esgotamento sanitário).
- Crença na supremacia da técnica da engenharia em relação à técnica da participação social. Essa última é vista como acessória, que vem a reboque. Não se tem tempo para a participação. A obra física tem supremacia em relação à obra social de fazer saneamento básico.
- Supremacia de projetos com concepções convencionais. Imprime-se uma ditadura tecnológica, o pensamento único: construir rede coletora de esgotos sanitários, construir aterro sanitário etc.
- Foco na viabilidade econômica, visão incompatível com a área de saneamento básico. Não são considerados nos projetos as variáveis social, cultural, política, institucional, ambiental etc.

Em última instância, abdica-se de fazer engenharia, ou seja, de estudar alternativas tecnológicas, realizando estudos de viabilidade social, cultural, ambiental, política, legal, institucional, financeira etc., que visem selecionar a solução mais eficiente, eficaz e efetiva capaz de promover justiça social e ambiental.

Práticas encontradas que necessitam ser modificadas e tendências no saneamento básico¹

A prática no abastecimento de água segue a lógica de fornecer água tratada, usá-la e descartá-la como esgoto (99,9% de água e 0,1% sólidos), com padrões de consumo elevados (*per capita* de projeto; descarga de vaso sanitário de 5 a 20 litros; máquina de lavar; tempo excessivo de uso do chuveiro) e utilizando a água de forma perdulária.

Os sistemas convencionais de abastecimento de água, em geral, apresentam alto consumo de energia e elevadas perdas físicas de água. O padrão de qualidade da água é único para todos os usos. Os mananciais utilizados são superficiais e subterrâneos e a água meteórica, ou seja, a água de chuva, principalmente nas cidades é tratada como esgoto pluvial e as águas utilizadas são descartadas.

Porém, as tendências de mudanças indicam para: a minimização dos padrões de consumo de água; a revisão da lógica de veiculação hídrica para o descarte da matéria sólida; a medição de consumo de água individualizada; o uso de água de chuva como manancial (nas áreas rurais e urbanas); o reuso-ciclo fechado de matéria e energia; e diversas medidas relacionadas à conservação da água.

No que diz respeito a essas medidas, pode-se citar: a adoção de programa de controle de perdas e de energia que deve envolver a ampliação da macromedição e micromedição; o controle de vazamentos e de pressões na rede de distribuição de água, aferição e/ou substituição de hidrômetros, setorização, monitorização, dentre outros; a revisão da estrutura tarifária visando garantir o consumo adequado para a saúde e desestimular altos consumos e desperdícios; o estímulo ao uso de aparelhos e peças hidrossanitárias de baixo consumo, o que envolve o desenvolvimento de tecnologias que venham baratear tais equipamentos e a implementação de normas técnicas e de programas de educação sanitária e ambiental; o estímulo às práticas de conservação em domicílios, com o conserto de vazamentos, desestímulo ao desperdício, uso de vaso sanitário de descarga reduzida, dentre outros; a adoção da medição individualizada em prédios e apartamentos, com a definição de exigências legais e normas técnicas; a adoção de práticas de reuso de água; a promoção de programas de educação sanitária e ambiental para uma nova cultura de manejo da água, envolvendo o ensino formal, a população em geral e aquela que é beneficiada por projetos de saneamento básico; a disseminação da prática de captação de água de chuva para usos menos nobres, inclusive em áreas urbanas e em espaços públicos e privados (estacionamentos, casas, condomínios, apartamentos), com definição de exigências legais e normas técnicas.

Em relação ao esgotamento sanitário a prática tem sido a utilização de sistemas coletivos e o descrédito das soluções individuais e a seco; o uso de sistemas centralizados de alto consumo de energia em detrimento dos descentralizados; o descarte de águas e nutrientes (N, P, K), gerando desperdício e poluição.

As tendências de mudanças indicam para o manejo dos excretas humanos (urina e fezes), que tem propriedades muito diferentes, são produzidos em quantidades variáveis e

¹ A partir de Souza *et al.* (2015)

requerem cuidados e processamento específicos.

Estudos indicam que um ser humano adulto produz por dia mais de 1 litro de urina e pouco menos de 200g de fezes - incluindo a sua umidade -, variando com fatores tais como o tipo de dieta, idade, atividade, localização e condições de saúde (DEL PORTO; STEINFELD, 1999).

O chamado *ecosanearamento* ao prever a separação da urina, pode contribuir para reduzir a poluição e melhorar o gerenciamento das águas, dos solos e dos nutrientes. São tecnologias operadas no nível da família ou da comunidade, mais viáveis financeiramente e ecologicamente que as tecnologias convencionais. Têm como princípios básicos: a conservação da água; a proteção do ambiente da contaminação dos excretas; o reconhecimento de que a urina e as fezes são recursos que, geridos de forma adequada, podem contribuir para a produção de alimentos/segurança alimentar e para o desenvolvimento (ESREY; ANDERSSON, 2001).

São exemplos dessas tecnologias: o vaso sanitário separador de urina; as soluções *on site*; o reúso de nutrientes da urina e das fezes; a separação das correntes líquidas em edificações e seu encaminhamento para o devido tratamento e reúso; a utilização de filtros à base de pedras, areia e plantas aquáticas, utilização de sistemas condominiais de coleta de esgotos descentralizados, ligados a estações de tratamento dotadas de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, *wetlands* (leitos filtrantes, áreas úmidas ou banhados) e lagoas de estabilização aeróbias ou anaeróbias.

No que tange às águas pluviais urbanas, também tratadas como “esgotos pluviais”, a abordagem tradicional, representada no País pela busca do sistema hidraulicamente mais eficiente, resulta na concepção de que “sanear é drenar o ambiente”. As águas urbanas são consideradas indesejáveis em função do seu alto grau de degradação e, assim, os corpos d’água são levados a receber obras de retificação, canalização e, até mesmo, de recobrimento, como vem acontecendo equivocadamente em muitas cidades brasileiras.

A drenagem de águas pluviais tem sido entendida como o ato de criar estruturas de drenagem (micro e macro) para conduzir a água para pontos o mais distante possível, sendo os sistemas de drenagem associados a obras de canalização e, mais recentemente, combinados com estruturas de armazenamento para amortecimento de vazões (SOUZA; MORAES; BORJA, 2013).

A situação é ainda mais agravada, uma vez que os municípios apresentam capacidade institucional limitada para enfrentar problemas tão complexos e interdisciplinares, pois, em geral, a disponibilidade de pessoal técnico capacitado é inversamente proporcional às atribuições da instituição responsável pela drenagem (PÔMPEO, 2000).

No entanto, as tendências de mudanças indicam que o sistema de drenagem de águas pluviais deve ser visto como um dos componentes do espaço urbano, uma vez que é impossível dissociá-lo da infraestrutura das cidades. Ele compõe a paisagem urbana, promovendo sua valorização (quando bem integrada ao urbanismo) ou sua degradação (quando também está degradado).

Nesse sentido, seu conceito deve ser ampliado, não sendo representado, apenas,

pelos elementos de infraestrutura. Em uma abordagem que privilegia a sustentabilidade, o conceito de drenagem urbana pode ser entendido como:

conjunto de medidas que têm como finalidade a minimização dos riscos aos quais a sociedade está sujeita e a diminuição dos prejuízos causados pelas inundações, possibilitando o desenvolvimento urbano da forma mais harmônica possível, articulado com as outras atividades urbanas (POMPÊO, 2000, p.17).

Essa nova visão de que os problemas estão relacionados entre si, com destaque para a degradação do ambiente, e de que as políticas públicas também deveriam estar integradas e, de certa forma, é encontrada na Lei nº 11.445/2007, uma vez que a drenagem e o manejo de águas pluviais urbanas, limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas são considerados como componentes do saneamento básico, assim definidos:

o conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana de águas pluviais, de transporte, detenção ou retenção para o amortecimento de vazões de cheias, tratamento e destinação final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas (BRASIL, 2007, p. 3).

O termo “manejo” aparece pela primeira vez associado à drenagem, quebrando o paradigma de que “drenar é necessário”. Assim, busca-se visualizar os processos naturais, em particular o ciclo hidrológico e os impactos que a cidade causou sobre eles (SOUZA; MORAES; BORJA, 2013).

Além disso, a gestão deve ser baseada em uma combinação de medidas estruturais (obras) e estruturantes (capacitação de pessoas, fiscalização para o cumprimento da legislação urbano-ambiental, dentre outras), que permita à população minimizar as suas perdas e manter uma convivência harmônica com os corpos d’água, incluindo, além das medidas de engenharia, as de cunho social, econômico, legal e gerencial.

Em relação aos sistemas de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, cabe aqui uma discussão que antecede a abordagem em si da prática atual e das tendências de mudanças: torna-se necessário realizar uma abordagem sucinta acerca do sistema capitalista de produção.

Tem sido constatado que esse sistema considera a natureza como um subsistema, destinando ao mercado a solução para os problemas sociais, e que tem crescido pela reprodução e ampliação do capital, baseada no processo de produção e consumo de forma permanente e ilimitada, aumentando a geração e a diversificação de resíduos sólidos, não faltando evidências que indicam ser esse modelo indesejável ao contexto socioambiental da Terra.

Assim, em relação aos resíduos sólidos, têm sido notados, na prática atual, desde as décadas de 1930 e 1940, mas intensificado nas últimas décadas, um fenômeno industrial e mercadológico conhecido como “descartalização” e uma estratégia que visa a garantir um consumo permanente por meio da insatisfação do consumidor, de forma que os produtos que satisfazem as necessidades daqueles que os compram parem de funcionar ou tornem-

se obsoletos em um curto espaço de tempo, tendo que ser obrigatoriamente substituídos por outros mais modernos.

Essa insatisfação, que resulta em maior consumo e descarte de produtos/materiais, gerando maior quantidade e diversidade de resíduos sólidos, é produzida por meio da chamada obsolescência. São três as modalidades sob as quais a obsolescência se apresenta: a planejada ou programada; a perceptiva ou percebida; a funcional ou técnica.

Segundo a estratégia de obsolescência planejada ou programada, a indústria passa propositalmente a desenvolver, fabricar e distribuir um produto para consumo de forma que sua vida útil seja curta, forçando o consumidor a comprar a nova versão do produto já disponibilizada no mercado.

A estratégia de obsolescência perceptiva ou percebida induz o consumidor a efetuar a substituição de um produto/mercadoria, como celulares, microcomputadores, televisores, carros, peças do vestuário, por exemplo, mesmo que ainda esteja em perfeitas condições de uso, apenas para adquirir a nova versão lançada no mercado, com aparência inovadora e mais atraente, ou aquilo que está na moda.

Por outro lado, a estratégia de obsolescência funcional ou técnica se dá quando: um produto perde a sua utilidade devido a outro mais funcional ter sido desenvolvido para substituí-lo; torna-se mais dispendioso consertar o produto em uso do que adquirir um novo; não faz mais sentido para a indústria continuar a fabricação de um produto devido à evolução funcional dos novos produtos.

As tendências de mudanças, submetidas a um sistema capitalista, indicam para: o consumo sustentável; a não geração; redução; reutilização; reciclagem; tratamento; e a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Torna-se também importante considerar nas cidades as inter-relações entre os diferentes componentes do saneamento básico, pois o abastecimento de água é realizado a partir de mananciais que podem ter sua qualidade alterada pelo lançamento de esgotos e/ou de resíduos sólidos, a solução da drenagem urbana depende da existência de rede coletora de esgotos sanitários, a limpeza das ruas e logradouros públicos, a coleta, o transporte e a disposição dos resíduos sólidos interferem na quantidade e na qualidade da água pluvial, o que mostra a importância da integralidade e integração dos componentes.

Assim, torna-se necessário criar condições para a formação e capacitação de pessoas, a partir de novos paradigmas tecnológicos e também de gestão pública, com vistas a tornar a ação pública mais efetiva e articulada com os pressupostos do nosso tempo.

Na atualidade, formar e capacitar pessoas e profissionais no campo do saneamento básico envolve uma série de conteúdos que estão para além da questão tecnológica em seu sentido restrito. A complexidade da realidade contemporânea exige um número maior de pessoas que a compreendam e de profissionais no campo do saneamento básico com perfil capaz de atuar a partir de uma abordagem interdisciplinar, uma vez que cada vez mais a análise da realidade e a identificação de alternativas tecnológicas exigem um olhar que contemple as dimensões social, cultural, política, ambiental, institucional, dentre outras.

4 | CONCLUSÃO

O capítulo mostra a necessidade de empreender uma revisão do fazer Engenharia Sanitária e Ambiental no Brasil, pautada em novos paradigmas, que envolvem a adoção de tecnologias apropriadas à realidade local, como nos anos 80, e, ainda, indutoras de inclusão social e novos comportamentos em face dos padrões atuais de consumo de água e de geração de resíduos líquidos e sólidos. A tendência também é adotar tecnologias que busquem privilegiar a prevenção e o controle da geração de resíduos, a minimização, o reuso e a reciclagem das águas e dos resíduos sólidos. O ecosaneamento, o *ecodesign*, a Análise do Ciclo de Vida (ACV), os ensinamentos da permacultura devem passar a ser incorporados nos projetos. Por outro lado, o paradigma tecnológico deverá ser capaz de promover o diálogo de saberes, a equidade e a justiça social e ambiental. Essa abordagem implicará em modificações profundas na prática da Engenharia, tendo como o desafio maior o de enfrentar as nossas resistências às mudanças.

REFERÊNCIAS

ALVA, E.N. Tecnologias apropriadas à produção de bens e serviços. *Revista Brasileira de Tecnologia*, Brasília, v.5, n.1, p. 14-19, jan./fev. 1984.

AZEVEDO NETTO, J.M. *Tecnologias inovadoras y de bajo costo utilizados en los sistemas de alcantarillado*. Washigton, D.C.: [s.n.], jul.1992. p. 41-51.

BORJA, P.C. *Avaliação da Qualidade Ambiental Urbana - Uma Contribuição Metodológica*. 1997. 283f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 1997.

BRASIL. *Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007*. Brasília: D.O.U., de 08/01/2007.

CIÊNCIA HOJE. *Esquemas Mentais do Pensamento segundo Einstein*. Incompleta.

DEL PORTO, D.; STEINFELD, C. *The Composting Toilet System Book*. Concord, Massachussets: Center for Ecological Pollution Prevention, 1999.

ENNES, Y.M. O saneamento no Brasil, repassado à luz da tecnologia apropriada. *Revista Mineira de Engenharia*, v.3, n. 6, p. 13-16, 1989.

ESREY, S.A.; ANDERSSON, I. Saneamento ecológico: fechando o ciclo. *Revista de Agricultura Urbana*, n.3, p.1-7, mar. 2001. Disponível em: <http://www.agriculturaurbana.org.br/RAU/AU3/AU3saneamentoecologico.html>. Acesso em: 16 jan. 2013.

FOUCAULT, M. *As palavras e as coisas: uma arqueologia das ciências humanas*. 6.ed. São Paulo: Martins Fontes, 1992.

GONÇALVES, C. W. P. Elementos para uma crítica à visão gestorial do meio ambiente: notas de um debate. In: ENCONTRO NACIONAL DE ESTUDOS SOBRE O MEIO AMBIENTE, 2., 1989, Florianópolis. *Anais ...* Florianópolis: UFSC, 1989.

KLIGERMAN, D.C. *Esgotamento Sanitário: de Alternativa Tecnológica a Tecnologias Apropriadas – Uma Análise Técnica, Econômica e Social*. 1995. 154f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

MOTTA, R.D. *Epistemología de la Tecnonología: uma aproximación a la definición de tecnología y a las nociones de tecnologías adecuadas y/o apropiadas*. Buenos Aires: Universidade Del Salvador, 1996.

POMPÊO, C.A. Drenagem urbana sustentável. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 15-23, 2000.

SOUZA, C.M.N.; COSTA, A.M.; MORAES, L.R.S.; FREITAS, C.M. *Saneamento: Promoção da Saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental*. Rio de Janeiro: Ed. Fiocruz, 2015.

SOUZA, V.C.B.; MORAES, L.R.S.; BORJA, P.C. Deficit na drenagem urbana: buscando o entendimento e contribuindo para a definição. *Revista Eletrônica Gestão e Tecnologias Ambientais*, v.1, n.2, p.162-175, 2013.

VIEZZER, M., OVALLES, O. (org.). *Manual Latino-Americano de Educ-Ação Ambiental*. São Paulo: Editora Gaia, 1994.

POSSÍVEIS IMPACTOS AMBIENTAIS GERADOS PELA IMPLANTAÇÃO DE USINA DE DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA DO MAR NO RIO GRANDE DO NORTE

Data de aceite: 17/06/2020

Alana Rayza Vidal Jerônimo do Nascimento

Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - SEMARH
alanarayza15@hotmail.com

Lucymara Domingos Alves da Silva

Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - SEMARH
englucyalves@gmail.com

RESUMO: A dessalinização de água mar é uma das alternativas adotadas por diversos países de regiões áridas e semiáridas ao redor do mundo para garantir o abastecimento face à escassez hídrica. Apesar de proporcionar o atendimento da demanda de água em quantidade e qualidade, preocupações acerca dos impactos negativos sobre o meio ambiente não podem ser ignoradas ao desenvolver projetos de usinas de dessalinização de água do mar. Neste sentido, este artigo teve por objetivos identificar os possíveis impactos ambientais gerados pela implantação de uma usina de dessalinização de água do mar no Estado do Rio Grande do Norte e propor medidas de mitigação a esses

impactos. Alteração da paisagem, redução de habitats, interferência nas desovas de tartarugas marinhas, danos à biota terrestre e marinha, poluição sonora, das águas e fotopoluição são alguns dos possíveis impactos ambientais. É imprescindível que a escolha da área considere a densidade de ninhos de tartarugas marinhas no local a fim de não prejudicar a desova. Outras medidas mitigadoras correspondem às telas e baixas velocidades do fluxo de captação que evitam a sucção da biota marinha e à utilização de difusores nos emissários de descarga dos resíduos da dessalinização, que têm sido adotados ao redor do mundo para mitigar a poluição ambiental. Cumpre destacar a necessidade da condução de diagnósticos de diversidade biológica, de habitats sensíveis e de espécies raras e ameaçadas de extinção para fundamentar a escolha da localização da usina de dessalinização de água do mar, bem como a adoção das medidas de mitigação.

PALAVRAS-CHAVE: Escassez Hídrica. Sustentabilidade. Contaminação Ambiental.

ABSTRACT: Seawater desalination has been one alternative adopted by many countries of arid and semi-arid regions around the world to ensure the supply in the face of water scarcity. Despite providing water supply in

quantity and quality, concerns about potential negative impacts on the environment can not be ignored in a project of seawater desalination plants. In this context, this paper aimed identifying possible environment impacts generated by seawater desalination in the Estate of Rio Grande do Norte and proposing mitigation measures to these impacts. Landscape alteration, habitats reduction, interference in sea turtle spawning, damages to terrestrial and marine biota, noise, water and light pollution are some of the possible environmental impacts. It is imperative that the choice of area should consider the nest density of sea turtles at the site in order not to impair spawning. Other mitigation measures correspond to screens and low flow velocities that avoid the suction of the marine biota and the use of diffusers in the discharge emitters of desalination residues, which have been adopted around the world to mitigate environmental pollution. It is important to emphasize the need to conduct diagnoses of biological diversity, sensitive habitats and rare and endangered species to support the choice of location of the seawater desalination plant, as well as the adoption of mitigation measures.

KEYWORDS: Water Scarcity. Sustainability. Environmental Contamination.

1 | INTRODUÇÃO

Os oceanos e mares representam cerca de 97% da água que cobre a superfície terrestre. Visando tornar esses reservatórios propícios ao consumo humano, principalmente em regiões marcadas pela escassez hídrica, vários países têm instalado usinas de dessalinização de água do mar de forma a garantir o atendimento da demanda em quantidade e qualidade satisfatórias (ROBERTS *et al.*, 2010). Contudo, cabe destacar que a geração de impactos ambientais é inerente ao desenvolvimento de quaisquer atividades antrópicas e/ou à instalação e operação de empreendimentos, independente do porte (SÁNCHEZ, 2013).

De fato, usinas de dessalinização de água do mar podem causar impacto significativo (direto ou indireto) no meio ambiente (GUDE, 2016). De maneira geral, os impactos ambientais causados por usinas de dessalinização de água do mar correspondem à alteração da paisagem (HECK *et al.*, 2016), à redução de habitat (FUENTES-BARGUES, 2014), à sucção de animais durante a captação da água (LATTERMANN; HÖPNER, 2008), à poluição sonora devido às bombas (FUENTES-BARGUES, 2014; GUDE, 2016), à poluição e contaminação da água do mar devido à descarga do concentrado salino e dos resíduos do pré-tratamento (GUDE, 2016), dentre outros.

Diante desse potencial de degradação do meio ambiente, é imprescindível a condução de estudos que avaliem os possíveis impactos ambientais e norteiem a adoção das medidas de redução dos impactos. Reconhecendo a importância dos estudos ambientais, a Lei n.º 10.080, de 14 de julho de 2016, preconiza que a outorga da dessalinização da água do mar no Estado do Rio Grande do Norte deverá ser precedida por projeto que indique as possíveis degradações do meio ambiente, em estudo prévio de impacto ambiental (RIO GRANDE DO NORTE, 2016). Logo, a avaliação de impactos ambientais é requisito apesar da instalação de usinas de dessalinização não figurarem no rol das atividades modificadoras do meio

ambiente cujo licenciamento depende da elaboração de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental, segundo a Resolução CONAMA n.º 1, de 23 de janeiro de 1986 (BRASIL, 1986).

Além disso, o componente ambiental é um importante critério no estudo da viabilidade das usinas de dessalinização de água do mar, isto é, deve-se reconhecer se os impactos positivos superam os negativos, caso contrário, os impactos ambientais negativos inviabilizariam sua instalação.

É válido ressaltar que a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) é um dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 1981). Este instrumento legal é um processo sistemático voltado para a identificação, avaliação e proposição de meios para mitigar os potenciais impactos sobre o meio ambiente de um projeto proposto (LIOR, 2017). A AIA aumenta a sustentabilidade do projeto tendo em vista que conduz à escolha da localização mais adequada, ao uso de sistemas e tecnologias mais apropriados, à adoção de medidas preventivas, compensatórias e corretivas eficazes, e à garantia de aceitação social e ambiental (FUENTES-BARGUES, 2014).

Tendo em vista a importância da AIA para a tomada de decisão e promoção do desenvolvimento sustentável, o presente artigo tem por objetivos identificar os possíveis impactos ambientais gerados pela implantação de uma usina de dessalinização de água do mar no Estado do Rio Grande do Norte e propor medidas de mitigação a esses impactos.

A metodologia utilizada para confecção deste artigo correspondeu à exploratória através da consulta aos periódicos e aos relatórios técnicos de órgãos ambientais a fim de realizar um levantamento bibliográfico de trabalhos desenvolvidos acerca dos impactos ambientais resultantes da instalação e operação de usinas de dessalinização de água do mar. A busca teve como filtros os impactos ambientais e os métodos de disposição dos rejeitos.

A revisão teórica foi realizada com o intuito de apresentar os impactos ambientais gerados tanto na fase de instalação quanto na fase de operação de usinas de dessalinização de água do mar segundo diversas pesquisas desenvolvidas na área. No desenvolvimento, são apresentados os possíveis impactos ambientais da instalação e operação de uma usina de dessalinização de água do mar no Estado do Rio Grande do Norte, bem como são elencadas medidas mitigadoras. Nas considerações finais, são apontadas as conclusões e pontuados os estudos e diagnósticos ambientais necessários para orientar a tomada de decisão e aprofundar o conhecimento sobre o tema.

2 | REVISÃO TEÓRICA

Os impactos ambientais gerados por empreendimentos costumam-se ser identificados de acordo com suas fases de instalação e operação.

2.1 Impactos ambientais da fase de instalação

De maneira geral, durante a fase de instalação das usinas de dessalinização de água

do mar, as fontes potenciais de impacto ambiental no ambiente costeiro e marinho estão associadas à implantação da infraestrutura e das tubulações, e à utilização de maquinário e de embarcações de instalação (FUENTES-BARGUES, 2014; LIOR, 2017).

O uso da terra decorrente da implantação da infraestrutura das usinas de dessalinização, como prédios, tanques de água, equipamentos de bombeamento e instalações de energia, é um impacto permanente (FUENTES-BARGUES, 2014). As instalações construídas alteram a estética da paisagem local e obstruem a passagem ao longo da costa, o que reduz o acesso público às praias e interrompe as atividades de recreação (HECK *et al.*, 2016). Dependendo do local onde a usina de dessalinização é instalada, a remoção da cobertura vegetal costeira torna-se necessária, implicando redução de habitat (LIOR, 2017).

O maquinário e as embarcações utilizados na fase de obras podem causar a poluição do solo e das águas, inclusive subterrâneas, em consequência ao vazamento e derramamento acidentais de substâncias perigosas, como óleos e combustíveis (FUENTES-BARGUES, 2014). A emissão de poeiras, principalmente durante as obras de terraplenagem, e de gases provenientes da queima dos combustíveis dos maquinários e embarcações resulta na poluição do ar (FUENTES-BARGUES, 2014; LIOR, 2017). As poeiras emitidas também ocasionam o aumento da turbidez da água, impactando sua qualidade (FUENTES-BARGUES, 2014). Outro impacto relevante corresponde à emissão de barulhos gerados pelos maquinários (LIOR, 2017). Assim como a poluição sonora, o tráfego de maquinários e de embarcações pode acarretar o afugentamento da fauna terrestre e marinha, respectivamente, além do seu atropelamento.

A instalação de tubulações submersas pode alterar o leito do mar e promover a ressuspensão de sedimentos, nutrientes ou poluentes, gerando impactos na qualidade da água e na ecologia marinha (LATTERMANN; HÖPNER, 2008; LIOR, 2017). Ainda durante a fase de instalação, a intensa luminosidade no canteiro de obras, também denominada de fotopoluição, interfere na desova de tartaruga marinha (EDITORIAL, 2010).

2.2 Impactos ambientais da fase de operação

Uma vez implantada a usina de dessalinização, a infraestrutura construída pode promover mudanças no nível do mar e no transporte de sedimentos (LIOR, 2017). Alterações no transporte de sedimentos influenciam a ocorrência de processos erosivos. Ademais, os prédios, tanques e cercas atuam como barreiras físicas que podem acarretar o aprisionamento da fauna silvestre. As tubulações, por sua vez, podem afetar a troca de água, atuar como recifes artificiais para os organismos aquáticos e interferir nas rotas marítimas (LATTERMANN; HÖPNER, 2008). Vale salientar que aves podem sofrer colisão e eletrocussão nas linhas de energia (FUENTES-BARGUES, 2014).

Em relação à captação de água em usinas de dessalinização, dois impactos ambientais merecem destaque: o aprisionamento e a sucção da biota marinha. O aprisionamento geralmente ocorre com organismos aquáticos adultos (peixes, tartarugas, caranguejos etc.)

que, devido à força da correnteza gerada pelo bombeamento, ficam retidos nas grelhas ou telas presentes na entrada das tubulações de captação de água, mas são grandes o suficiente para serem sugados; por outro lado, algas, plânctons e bactérias, por exemplo, passam através das grelhas e são arrastados para dentro das tubulações da usina de dessalinização (LATTERMANN; HÖPNER, 2008). Além de causar ferimentos ou morte dos organismos pelo aprisionamento e sucção (CHANG, 2015), a captação de água também promove a alteração local dos recursos alimentares devido à sucção dos microrganismos e dos nutrientes, o que pode afetar a cadeia trófica.

A fotopoluição e a poluição sonora gerada pelo bombeamento também são impactos ambientais a serem considerados durante a fase de operação (FUENTES-BARGUES, 2014; GUDE, 2016). O barulho das bombas tem efeito tanto nos animais marinhos, quanto nas pessoas (LIOR, 2017).

A poluição do ar é relevante nas usinas que utilizam combustíveis fósseis como fonte de energia, pois emitem na atmosfera gases de efeito estufa que potencializam o aquecimento global e as chuvas ácidas (GUDE, 2016). Usinas de dessalinização requerem quantidades significativas de energia térmica e/ou elétrica e as preocupações ambientais associadas a essa alta demanda de energia correspondem à emissão de poluentes atmosféricos e águas de resfriamento utilizadas na geração de energia elétrica, à fonte de combustível e ao transporte de combustível (LATTERMANN; HÖPNER, 2008).

A descarga no mar dos resíduos da dessalinização é uma importante fonte de impacto ambiental durante a fase de operação. As descargas da dessalinização promovem a poluição e contaminação marinha, afetam a produtividade dos peixes e induzem a várias mudanças, incluindo alterações na quantidade de nutrientes e redução dos recursos alimentares (CHANG, 2015). Os resíduos correspondem ao concentrado salino e aos subprodutos químicos e biológicos provenientes do pré-tratamento da água exigido pelas membranas de osmose reversa (GUDE, 2016). A descarga do concentrado salino promove mudanças na concentração dos sais que podem ser nocivas e até mesmo letais para a biota marinha, e podem causar danos ao habitat (CHANG, 2015). Ressalta-se que os produtos químicos residuais (p.ex. cloro, modificadores de pH, hidróxido de ferro, metais, polímeros, antiescalantes, biocidas, anti-espumas, ácidos, coagulantes, produtos químicos de limpeza) e seus subprodutos têm efeitos biológicos (LIOR, 2017).

Apesar dos danos provocados pela alta concentração de sais, a descarga do concentrado salino no mar é muito comum por se tratar do método de descarte mais econômico; outros métodos de descarte incluem a descarga em poço profundo, o lançamento em lagoas de evaporação, a mistura com água de resfriamento e com efluente de estação de tratamento de esgoto (CHANG, 2015).

3 | DESENVOLVIMENTO

3.1 Identificação dos possíveis impactos ambientais

Os possíveis impactos ambientais decorrentes da implantação de uma usina de dessalinização de água no mar no Estado potiguar são apresentados na Tabela 1.

<i>Impactos Ambientais</i>	
<i>Fase de Instalação</i>	<i>Fase de Operação</i>
Supressão da cobertura vegetal costeira	Aprisionamento e sucção da biota aquática durante a captação
Poluição do ar	Poluição e contaminação do ambiente marinho
Fotopoluição	Alteração e/ou redução de recursos alimentares do ambiente marinho
Alteração da paisagem litorânea	
Deflagração ou acentuação de processos erosivos	
Redução da pesca	
Redução de desovas de tartarugas marinhas	
Afugentamento da fauna terrestre e marinha devido à poluição sonora	
Aprisionamento da fauna terrestre nas infraestruturas	
Redução de habitat	

Tabela 1 – Possíveis impactos ambientais decorrentes da implantação de usina de dessalinização de água do mar no Rio Grande do Norte

Dentre os possíveis impactos ambientais apresentados, merece destaque a interferência e/ou redução na desova de tartarugas marinhas. O litoral potiguar, depois da ilha de Trindade, no Espírito Santo, é o segundo maior sítio reprodutivo da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) do país (PROJETO TAMAR, 2011). O sítio encontra-se localizado na Reserva Biológica do Atol das Rocas, que corresponde à primeira unidade de conservação marinha do Brasil do Projeto Tamar/ICMBio. A reserva Rocas situa-se a 144 milhas náuticas da capital potiguar Natal. A área da reserva é de 360 quilômetros quadrados, incluindo o atol e toda a área marinha em volta, até a profundidade média de mil metros. Além das juvenis da espécie tartaruga-verde, também abriga a tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), espécie rara e ameaçada de extinção, que utiliza essas águas para abrigo e alimentação. A temporada de reprodução ocorre de dezembro a julho, quando se registram em média 400 desovas, com geração de 40 mil filhotes.

No litoral sul do Estado, o Tamar monitora 39 km de praias e registra, em cada temporada reprodutiva, que nessa região ocorre entre os meses de outubro a maio, cerca de 650 ninhos de tartarugas marinhas, gerando mais de 57 mil filhotes por temporada. Embora a maioria dos ninhos seja da tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), há também a ocorrência de desovas das outras espécies que ocorrem no Brasil - oliva (*Lepidocelys olivacea*), cabeçuda (*Caretta caretta*), verde (*Chelonia mydas*) e de couro (*Dermochelys coriacea*).

Outro impacto a ser destacado corresponde ao afugentamento da fauna terrestre e marinha em virtude da fotopoluição, durante as obras, da poluição sonora, devido às bombas, e da poluição e/ou contaminação da água, devido à descarga do concentrado salino e do

lançamento dos produtos químicos utilizados no tratamento da água. Tal afastamento impacta diretamente a cadeia trófica da região, afetando negativamente o ecossistema local.

Vale salientar que o litoral do Estado do Rio Grande do Norte, que se estende por 410 km entre os Estados da Paraíba e do Ceará, movimenta o turismo, responsável por uma grande parcela da economia estadual (CHAVES *et al.*, 2012). Neste cenário, a alteração da paisagem litorânea, decorrente da supressão da cobertura vegetal costeira e construção das infraestruturas, é um impacto ambiental que tem efeito socioeconômico. Isto é, a redução do acesso público às áreas costeiras e a interrupção das atividades recreativas causadas pela implantação de usinas de dessalinização podem comprometer o turismo.

3.2 Proposição de medidas mitigadoras para a fase de instalação

De forma a minimizar a redução de habitats, sempre que possível, deve-se definir uma área para instalação da usina onde a supressão vegetal seja a menor possível. A fim de compensar essa supressão, pode-se estabelecer o replantio de espécies nativas em unidades de conservação, por exemplo.

As barreiras físicas impostas pela infraestrutura construída podem ser mitigadas mediante o desenvolvimento de um projeto arquitetônico integrado. A integração da usina de dessalinização com a paisagem pode ser promovida limitando-se a altura dos edifícios, utilização de cores e texturas de acordo com o espaço circundante, e plantio de espécies nativas na área com o objetivo de evitar o impacto visual dos prédios e tanques de água (FUENTES-BARGUES, 2014).

As áreas de armazenamento dos materiais de construção, óleos e combustíveis devem ser devidamente impermeabilizados para evitar a poluição do solo e das águas (FUENTES-BARGUES, 2014).

A emissão de poeiras durante as obras de terraplenagem pode ser reduzida com a utilização de maquinários em boas condições, com a irrigação do terreno e colocação de lonas nos caminhões (FUENTES-BARGUES, 2014).

A fim de reduzir e/ou evitar o atropelamento da fauna marinha, é necessário realizar o monitoramento embarcado, caracterizado pela presença de biólogos a bordo para controlar as paradas necessárias, bem como a redução de velocidade. Ademais, tanto a tripulação quanto a equipe específica devem ser treinados para realizar o monitoramento embarcado durante a fase de operação, se existirem embarcações atuando na região. É importante também a formação de uma equipe habilitada para proceder com o resgate, reabilitação e reintrodução da fauna marinha impactada.

A ressuspensão dos sedimentos provocada ao escavar o fundo do mar para instalação das tubulações submersas pode ser mitigada através do uso de telas de silte (FUENTES-BARGUES, 2014).

A escolha da área para implantação da usina de dessalinização deve considerar se na região ocorre desova de tartaruga marinha a fim de que seja desenvolvido um cronograma de obra que exclua os períodos pico de atividade reprodutiva das tartarugas, além de proceder com o manejo dos ninhos. Com o propósito de evitar a interferência da fotopoluição

na desova de tartarugas, os horários de trabalho poderão ser limitados ao turno do dia (FUENTES-BARGUES, 2014). Ou deve-se utilizar uma iluminação cujo foco de luz seja direcionado no sentido da praia para o interior para minimizar tal impacto.

3.3 Proposição de medidas mitigadoras para a fase de operação

O atropelamento e o aprisionamento da fauna silvestre resultantes, respectivamente, do tráfego de maquinários e das barreiras físicas impostas pela infraestrutura construída requerem a condução de diagnóstico e de monitoramento da fauna terrestre, o que inclui a formação de uma equipe habilitada para realizar o resgate, a reabilitação e a reintrodução dos animais afetados em seus habitats naturais. Com relação às aves, aparelhos antieletrocussão e anticolisão podem ser instalados próximos às linhas de alta tensão (FUENTES-BARGUES, 2014).

Dentre as medidas mitigadoras para o aprisionamento de peixes, tartarugas e outros organismos aquáticos de maior porte, destacam-se a utilização de uma combinação de telas de diferentes tamanhos de abertura de malha e a redução das taxas de fluxo na captação (LATTERMANN; HÖPNER, 2008). A sucção de microrganismos, ovos e larvas pode ser minimizada mediante a escolha da localização da captação afastada de áreas de produtivas e/ou em águas profundas, através de poços, por exemplo (CHANG, 2015).

É importante realizar um estudo de decaimento sonoro a fim de saber se os ruídos produzidos pelas bombas serão compensados pelos ruídos ambientais ou se poderão interferir na comunicação de animais aquáticos, como os golfinhos.

As emissões de gases poluentes são significativamente reduzidas através da utilização de energias renováveis nos processos de dessalinização, as quais incluem a energia solar, eólica e geotérmica (ELTAWIL *et al.*, 2009). A energia renovável, embora não possa fornecer toda a energia necessária para o processo, pode compensar parcialmente (FUENTES-BARGUES, 2014).

Com o propósito de reduzir os impactos da descarga do concentrado salino no ambiente marinho, a utilização de difusores nos emissários tem sido adotada nas usinas ao redor do mundo (FUENTES-BARGUES, 2014). Estes difusores são orifícios equidistantes ao longo do comprimento dos emissários que permitem melhor distribuição e diluição do concentrado salino no mar. Outra medida é a instalação de bombas reservas para aumentar a captação da água do mar com o intuito de diluir o concentrado salino. A diluição do concentrado salino também pode ser realizada através de sua mistura com efluentes de estações de tratamento de esgoto. Uma possibilidade de destino para o concentrado a ser estudada corresponde ao seu lançamento em lagoas de evaporação em salinas.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Usinas de dessalinização de água do mar no Estado do Rio Grande do Norte têm potencial para comprometer a diversidade biológica da região litorânea. Principalmente tendo

em vista a considerável incidência de desova de tartarugas marinhas no litoral potiguar. Neste sentido, a escolha da localização da usina de dessalinização de água do mar deve considerar a densidade de ninhos de tartarugas marinhas na região.

A captação de água e a descarga do concentrado salino destacam-se dentre as principais fontes de impactos ambientais das usinas de dessalinização de água do mar. Isso decorre dos seus potenciais de causar danos significativos ao ecossistema e à biota marinhos, incluindo a morte de organismos e a destruição de habitats. Portanto, medidas mitigadoras devem ser adotadas ainda durante a elaboração dos projetos dos sistemas de captação e de descarga dos resíduos. A destinação ambientalmente adequada do concentrado salino deve sempre ser uma das principais preocupações dos gestores quando da instalação de usinas de dessalinização de água do mar.

Visando à redução dos impactos sobre a biota terrestre e marinha, recomenda-se a condução de diagnósticos da diversidade biológica (inventários florísticos e faunísticos), de espécies raras, de espécies ameaçadas de extinção e de habitats sensíveis.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Apoio à Pesquisa do Rio Grande do Norte (FAPERN) e à Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH) pelo financiamento e apoio para realização desta pesquisa.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Lei n.º 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, Seção 1, p. 16.509.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n.º 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, de 17 de fevereiro de 1986, p. 2548-2549. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>> Acesso em: 28 dez. 2016.

CHANG, J. Understanding the role of ecological indicator use in assessing the effects of desalination plants. **Desalination**, v. 365, p. 416–433, 2015.

CHAVES, M. S.; LIMA, Z. M. C.; TAVARES, F. M. F.; LIMA, F. J. M. Análise preliminar da paisagem costeira do litoral do Estado do Rio Grande do Norte, NE do Brasil. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 432 – 440, 2012.

EDITORIAL. Light pollution in the sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 1383–1385, 2010.

ELTAWIL, M. A.; ZHENGMING, Z.; YUAN, L. A review of renewable energy technologies integrated with desalination systems. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, p. 2245–2262, 2009.

FUENTES-BARGUES, J. L. Analysis of the process of environmental impact assessment for seawater desalination plants in Spain. **Desalination**, v. 347, p. 166–174, 2014.

GUDE, V. G. Desalination and sustainability - An appraisal and current perspective. **Water Research**, v. 89, p. 87-106, 2016.

HECK, N.; PAYTAN, A.; POTTS, D. C.; HADDAD, B. Predictors of local support for a seawater desalination plant in a small coastal community. **Environmental Science & Policy**, v. 66, p. 101–111, 2016.

LATTERMANN, S.; HÖPNER, T. Environmental impact and impact assessment of seawater desalination. **Desalination**, v. 220, p. 1–15, 2008.

LIOR, N. Sustainability as the quantitative norm for water desalination impacts. **Desalination**, v. 401, p. 99–111, 2017.

PROJETO TAMAR. **Rio Grande do Norte é o segundo sítio de desova da tartaruga-de-pente**, 2011. Disponível em: <http://www.tamar.org.br/noticia1.php?cod=238>. Acesso em: 17 jan. 2018.

RIO GRANDE DO NORTE. Lei n.º 10.080, de 14 de julho de 2016. Dispõe sobre a dessalinização das águas do mar e das águas sob o domínio do Estado do Rio Grande do Norte. **Assembleia Legislativa do Estado do Rio Grande do Norte**, Natal, 15 jul. 2016.

ROBERTS, D. A.; JOHNSTON E. L.; KNOTT, N. A. Impacts of desalination plant discharges on the marine environment: A critical review of published studies. **Water Research**, v. 44, p. 5117-5128, 2010.

SÁNCHEZ, L. H. Conceitos e Definições. In: _____. **Avaliação de impactos ambiental: conceitos e métodos**. 2ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. p. 18-43.

ELECTROCOAGULATION PROCESS TO THE INDUSTRIAL EFFLUENT TREATMENT

Data de aceite: 17/06/2020
Data de submissão: 24/02/2020

Evellin Balbinot-Alfaro

Universidade Federal de Santa Catarina
-UFSC

Centro de Ciências Agrárias

Florianópolis – Santa Catarina - Brasil.

ORCID: 0000-0002-9756-6638

evebalbinot@gmail.com

Alexandre da Trindade Alfaro

Universidade Federal do Paraná - UTFPR

Departamento de Tecnologia dos Alimentos

Francisco Beltrão – Paraná – Brasil

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4939970055152393>

Isabela Silveira

Universidade Federal de Santa Catarina
-UFSC

Centro de Ciências Agrárias

Florianópolis – Santa Catarina - Brasil.

Débora Craveiros Vieira

Universidade Federal de Rio Grande – FURG

Departamento de Engenharia e Tecnologia dos
Alimentos

Rio Grande – Rio Grande do Sul – Brasil.

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9160636870833284>

Edna Regina Amante

Universidade Federal de

Santa Catarina -UFSC

Centro de Ciências Agrárias

Florianópolis – Santa Catarina - Brasil.

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6285580635373430>

ABSTRACT: Electrocoagulation it is an emergent technology to the treatment of industrial effluent that are colloidal such as the fish industry wastewater. This technical has received attention on research and development at last years, but efforts are necessary to understand fundamental mechanisms related to the parameters of projects that can conduct to the optimization of the process. Principal operational variables are electrolysis time, pH of effluent, electrical current density and distance between electrodes. The evaluation of the process efficiency occurs by determination of the chemical oxygen demand, total solids and its fractions and also the turbidity of the water. Negative consequences of the use of this technology are the electrodes material that have tendency to undesirable compounds releasing during the electrolysis.

KEY-WORDS: treatment – effluent – electrocoagulation – wastewater.

PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE INDUSTRIAL

RESUMO: Eletrocoagulação é uma tecnologia emergente para o tratamento de efluentes líquidos industriais que sejam coloidais. Esta técnica tem recebido atenção em pesquisa e desenvolvimento nos últimos anos, porém esforços são necessários para entender os mecanismos fundamentais relacionados com os parâmetros de projetos que possam levar à otimização do processo. As principais variáveis operacionais são o tempo de eletrólise, o pH do efluente, a densidade de corrente elétrica e a distância entre os eletrodos. A avaliação da eficiência do processo ocorre pela determinação da demanda química de oxigênio, de sólidos totais e suas frações e também da turbidez. As consequências negativas do uso desta tecnologia são os materiais dos eletrodos, que tendem a liberar compostos indesejáveis durante a eletrólise.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento-efluente-eletrocoagulação-água residual

1 | INTRODUCTION

The water it is involved in several steps of the processing in food industry and its operational units, being characterized by high consume by processed food (MIN et al., 2015). Effluents of industrial processes are constituted of high organic charge. Effective removal of its components it is of vital importance on the controlling of increasing pollution of receives water, because the excessive nutrients, especially nitrogen and phosphorus, can cause eutrophication and ecologic imbalance in the ecosystem (BASSALA et al., 2017).

There are initiatives to reuse industrial effluents, but some characteristics such as soluble solids, traces of organic compounds, heavy metals, altered flavours and other industrial effluent compounds, can causes health damages and this factor has hampered the reuse of wastewater. Changes such as these can be solved with the use of advanced technologies, but the high cost just making it impossible to treat this water to supply (MORES et al., 2016). Given these difficulties, the electrocoagulation (EC) is a promising alternative in the treatment of effluents from various sectors of the supply chain (UN et al., 2014).

The formation of hydrogen bubbles at the cathode adsorb the flakes formed by the process and are aimed at simplifying the flotation separation of treated water.

Thus, the electrocoagulation it is a cryptic technology, although it has been widely used for over a century, there is still no domain of the principles involved. The main cause is that electrocoagulation is a technology that is linked to three other separation processes: electrochemistry, coagulation and flotation and there must be interaction between these three technologies (HOLT et al., 2005).

The knowledge of the electrocoagulation process can contribute to the future use of this technology in industrial sectors where the wastewater treatment must be improved.

2 | ELECTROCOAGULATION USED IN WASTEWATER TREATMENT

The development of legislation on water discharges contaminated in the natural environment and the advancement of research of electrochemical processes in the 1980s raised again the interest by electrocoagulation for treating wastewater (GEREK et al., 2017).

Wastewater treated with electrocoagulation process has demonstrated good results, but it is still a little-known technology. According to Mollah (2001) in the last decade, this technology has been growing use in South America and Europe for the treatment of industrial effluents containing metals. In North America the electrocoagulation is applied to various liquid wastes, as in the treatment of wastewater from the paper industry, mining and metal processing industries and pulp of cellulose (SHARMA et al., 2015; MIN et al., 2015).

The electrocoagulation has been applied to the treatment of wastewater containing food, chemical, mechanical polishing, and metal-containing solutions. Typically, empirical studies are made in electrocoagulation to set the operating parameters for large volumes of waste water. The technology is optimized and applied to specific effluents to minimize energy consumption and maximize waste transfer rates (MOLLAH, 2001; BASSALA et al., 2014).

The electrocoagulation has the potential to be the economic and environmental choice for the treatment of wastewater and other issues related to water management. It is an efficient technique since the adsorption surfaces of mineral hydroxides is 100 times higher *in situ* as compared to precipitated pre-hydroxides when metal hydroxides are used as coagulants. The electrocoagulation requires simple equipment and can be allocated to process all scales, besides being cost-effective and easily accessible. *Start-up* cost and operation are relatively low. It requires low maintenance, no moving parts, since virtually no chemical addition is needed in this process, which brings minimal chance of secondary pollution. It is operated at low current, and can be performed even by green processes, where the electricity is produced by systems such as solar, wind mills and fuel cells (MOLLAH, 2004).

The electrocoagulation has the capability to break down and remove from the environment with relatively rapidly biodegradable organic compounds. Hydrophobic colloids are responsible by the water colour and characteristically have organic origin, with R-NH or R-OH suspense compound. Hydrophilic colloids are of mineral origin. The precipitation is due the concentration of negative charges in the surface, with agglomeration of particles. Colloids are never perfectly hydrophobic or hydrophilic, the fraction of each one of any of these characteristics depends of its molecular constitution. Due to the low sedimentation rate, the best way is to remove colloids coagulation-flocculation process. The aim of the coagulation is to destabilize the electrostatic charge to promote bonding colloids, thus allowing their agglomeration during the flocculation step (TSIOPTSIAS et al., 2015; VALENTE et al., 2015).

2.1 Definition

The electrocoagulation (EC) system consists of an electrodes group usually connected to an external source and relies on the in situ generation of coagulants by anodic dissolution (aluminium or iron) and production of hydroxide by hydrolysis of water at the cathode,

which destabilize and aggregate the particles to promote the adsorption of the dissolved contaminants and its precipitation (TSIOPTSIAS et al., 2015).

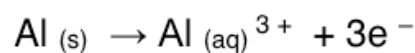
The electrocoagulation happens when the sacrificial anode undergoes oxidation releasing metal ions and the cathode undergoes reduction occurring formation of hydroxyl ions by hydrolysis of water. The metal ions dissolved at a pH suitable form coagulant that combine with hydroxyl ions to form metal hydroxides compounds that favour the formation of flakes in the destabilization of suspended particles or contaminants, allowing removal of pollutants by sedimentation or flotation (PALÁCIO et al., 2015).

According to AKYOL et al. (2012) when aluminium and iron are used as anode material, reactions that occur in electrodes during the electrocoagulation are as shown on Equations 1, 2 and 3.

Aluminium electrodes

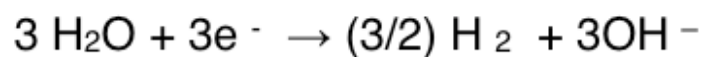
Equation (1)

Reaction of oxidation occurs on anode



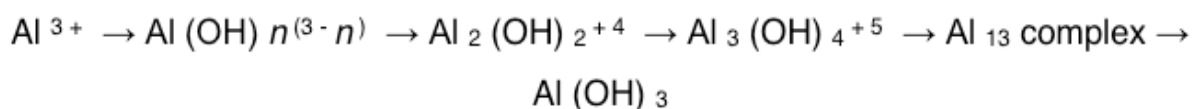
Equation (2)

Reaction of reduction occurs on cathode



Equation (3)

Global reaction during the electrolysis



The material of the electrode applied to the wastewater treatment cans not be toxic to the human health and to the environment. The commonly used materials are aluminium, iron, stainlesssteel, carbon steel and graphite; all have efficiency, low cost, easy acquisition and are not toxics (BASSALAR et al., 2017; GEREK et al., 2017).

The utilization of different electrodes combinations of Al / Al, Al / Fe, Fe / Al, Fe / Fe to the wastewater treatment have been published (AKYOL et al., 2012).

2.2 Types of reactors to electrocoagulation

Several types of reactors were proposed on literature, monopolar, bipolar between

others, being the monopolar the more used reactor (BASSALAR et al., 2017). The reactors consist of pairs of metal plates using electrical connection in parallel and connected to a source of direct electrical current. The plates of metal are known as sacrificial electrodes. The electrodes may be made of the same or different materials (MOLLAH, 2004).

A monopolar electrocoagulation reactor can be composed of an electrolytic cell with an anode and a cathode. When connected to an external potential source, the anode corrodes as a result of oxidation, while the cathode is subject to reduction reactions. In this case, the use of large electrodes, or use of electrodes connected in parallel is required, as shown in Figure 1. In parallel arrangement, the current is divided between all the electrodes in relation to resistance of individual cells. This type of reactor is the most used in the treatment of industrial effluents (PALACIO et al., 2015).

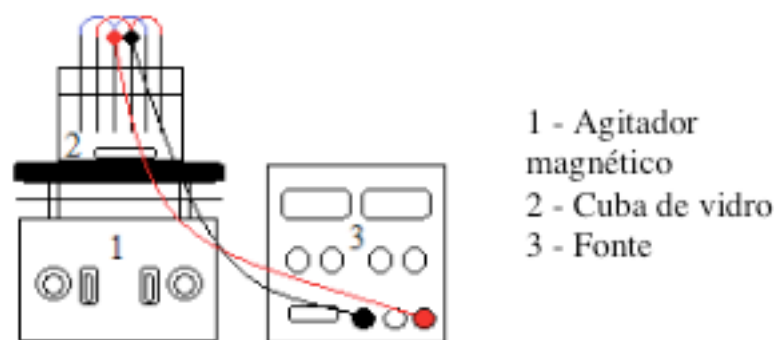


Figure 1 – Electrocoagulation reactor monopolar scheme.

Source: Author's collection

The usual settings of electrocoagulation reactors are typically plates reactors (vertical or horizontal), perforated plates, concentric tubes, and fluidized bed reactors (MIN et al., 2015). A variety of reactors are mentioned in the literature, in different geometric form as used in the electrode material or arrangement. The design variations include: a bed-fluidized reactor, which employs aluminium pads and electrodes in parallel (VALENTE et al., 2015); reactors with mechanical agitation systems or magnetic bar or external recirculation; reactors with electrodes hives in iron, reactors in series with electrodes in flat steel wire mesh, reactors with aluminium plates arranged in parallel in the form monopolar and bipolar (ABDALHADI; KURT, 2016). UN et al (2014) reports the use of continuous flow reactor with flows vertically and horizontally with square or rectangular electrode plates mounted in parallel, also reports the use of reactors formed by concentric tubes, and these flow ducts and also anode and cathode electrodes.

The essence of an EC reactor is an electrochemical cell in which a metal sacrificial anode is used to add a coagulating agent to the polluted water (OLYA; AZAM, 2013). The electrode material used determines the type of the coagulant, the sacrificial electrode and the cathode may be composed of the same or different materials (ABDALHADI; KURT, 2016). In general, materials used for electrocoagulation are aluminium and iron in the form of plate-

shaped or bundled scrap (VALENTE et al., 2015).

In addition, there are reports that the use of various materials as electrodes, including stainless steel and platinum, but some of them showed rapid loss of activity due to the surface (glassy carbon), they released other toxic ions (PbO_2) and others have shown to have life limited (SnO_2) (ABDALHADI; KURT, 2016; DÍAZ et al., 2014).

The use of identical materials in the manufacture of electrodes, for the treatment of effluents has the advantage the same potential, wear uniforms between the electrodes, simplify maintenance and low cost to be the same material (THIRUGNNA et al., 2015).

There is certainly no “ideal reactor” of the EC in use. Operations conditions follow a large variation between projects, with adjustments for specific applications (BASSALA et al., 2017). Each electrolytic system has its own set of advantages and disadvantages, including varying degrees of treatment and skill; however, important in a design of an electrocoagulation reactor is to get the maximum efficiency of the equipment is achieved (DÍAZ et al., 2014).

3 | PARAMETERS OF ELECTROCOAGULATION PROCESS CONTROL

3.1 pH

The pH of the water or of the wastewater on electrocoagulation, affect the efficiency, as well as, the solubility of the metallic hydroxides. In presence of chloride ions, the chlorine release is also affected (CHEN, 2004). The effectiveness of the treatment depends on the nature of the pollutants, with better removal of pollutants at pH 7 (CHEN; HUNG, 2007). The consumption of energy is superior at neutral pH, due to the variation of the conductivity. When the conductivity is high, the pH effect is not significant (SHARMA, et al., 2015).

When electrodes of aluminium are used in EC process at different current densities, the variation of pH can influences generating various aluminium species (VALENTE et al., 2015).

The aluminium speciation change significantly with the pH and the current density. To low pH values, monomeric species of hydrolysis are the principal, with a low quantity of precipitate and of polymeric species. To pH proximal to the neutrality (between 5 and 9), the precipitate of aluminium hydroxide it is the principal specie, with several others soluble species to lower density current. Starting at pH 9, the formation of precipitates increases and decreases the proportion of monomeric and polymeric aluminium. Largest proportion of polymeric aluminium is produced at pH between 4 and 5 (GEREK et al., 2017).

3.2 Electrical conductivity

The conductivity of the effluent has influence on the final response of the EC mechanism. The higher the conductivity better is the process performance. In addition, other characteristics, such as pH, particle size and the concentrations of chemical constituents can also affect the process.

The conductivity of the solution is a very important parameter in the process of electrolysis, since the pollutant removal efficiency and operational cost is directly related to this property

(MORES et al., 2016).

The solution must have some minimum conductivity to permit a flow of electric current. The conductivity of the effluent can be adjusted by adding a sufficient amount of salts, in general, sodium chloride (NaCl) is used because it is a low cost product is non-toxic and is known to affect cell voltage (U), the current efficiency and consumption of electricity, due to reduced Ohmic drop of wastewater. In this condition, the consumption of energy that is proportional to $U \cdot I$, will be reduced (BASSALA et al., 2017).

High concentrations of NaCl, can contribute to the Cl^- ions releasing with the production of organochlorine compounds of considerable toxicity (PALACIO et al., 2015). According to DÍAZ et al. (2014), the presence of chlorite ions could reduces significantly the adverse effect of anions, such as HCO_3^- and SO_4^{2-} . These ions can precipitate ions Ca^{+2} and Mg^{+2} , which can form an insulating layer on the surface of the electrodes, increasing the electrical resistance of the electrodes causing a significant decrease in the intensity of the current (ABDALLADI; KURT., 2016).

The addition of salts increases the current density and conductivity of the effluent, the cell voltage or constant decrease the voltage of the cell at a constant speed (TSIOPTSIAS et al., 2015). With the current density is an increase in the number of ions in solution, thus contributing to the oxidation of chloride ions, earning forms of active chlorine and hypochlorite anion that can oxidize the dyes and acting as disinfectant. The consumption of energy is also reduced when the conductivity of the solution is suitable (UN et al., 2014).

3.3 Electrical current density

The current used in electrocoagulation will determine the amount of metal (Fe, Al and others) which will be oxidized at the anode. Care must be taken when choosing the value of the electric current density applied. High current can mean loss of power; because part of it will dissipate by Joule effect and also more frequent maintenance of electrodes (PALACIO et al., 2015).

The electric current density is identified as the key CE operating parameter affecting not only the system's response time, but also greatly influence the dominant mode of separating and removing pollutants (SHARMA et al., 2015).

The current density is a critical point in the electrocoagulation process, since it is the only operating parameter that can be directly controlled. It determines directly the production rate and the generated bubbles, strongly influencing both the mixed solution, and the mass transfer to the electrodes (THIRUGNNA et al., 2015; BASSALA et al., 2017).

3.4 Stirring and mixing

The mixture strongly influences the performance and the effectiveness of the electrocoagulation reactor (UN et al., 2014). In the process of electrocoagulation and flotation, mass transport can be more efficient by increasing the turbulence or mixing. The fluid mixture can be increased by increasing the flow rate inside the electrocoagulation reactor. The increase in level of turbulence helps reduce the passivation of the electrodeplates (TSIOPTSIAS et al.,

2015).

Agitation increases the homogeneity throughout the reactor and is usually due to a mechanical source such as a stirrer. In electrocoagulation, the batch electrolytic reactors produce gas bubbles *in situ* which are oxygen and hydrogen that can help in agitation (THIRUGNNA et al., 2015).

These bubbles are spheres with insulating property, and if they accumulate on the electrode surface will increase the electrical resistance of the cell and, as a result, more power should be used to achieve better removal efficiency (MOLLAH, 2004). Thus, to minimize or eliminate the accumulation of bubbles around the electrodes, the flow within the reactor should be sufficient (GEREK et al., 2017).

4 | ENERGY CONSUMPTION

The treatment of wastewater is a process with high energy consumption the main operating expenses of the electrolytic process refer to the wear of electrodes and energy consumption. The energy consumption is defined as the amount of energy consumed per unit of removed organic matter, it is related to the current intensity used, effluent conductivity, electrode spacing and passivation (GOVINDARAJA; PATTABHIB, 2015). According to MUTHY; PARMAR (2011), the energy consumption of a bath reactor can be calculated by Equation 4.

Equation 4

$$C = \frac{U \cdot i \cdot t}{v}$$

Being C the energy consumption (in Wh/m³), U it is the electrical tension applied to the process in Volts (V), it is the applied electrical current (in A), and the time of current application or time of the process (h) and v it is the volume of the treated effluent (in m³).

The benefits of electrocoagulation process should be in addition to the efficient removal of pollutants, low power consumption, a condition which may be possible if the wastewater to be treated is of high conductivity (GOVINDARAJA; PATTABHIB, 2015).

5 | PASSIVATION OF THE ELECTRODE

The passivation of the electrode is the formation of an inhibiting layer (typically an oxide) on the surface thereof, which is undesirable for the dissolution of the anode and operation of electrocoagulation. The current and power depend on the total system resistance. Any passive resistance layer increases the potential of the cell, but does not affect the coagulating

or bubbles production rates. The use of de-ionized water minimizes the presence of contaminants, such as carbonates, which can easily passivate the electrodes (GEREK et al., 2017).

The electrodes must be cleaned periodically to remove any passivation material. This maintains the integrity of the electrode and ensures constant anodic dissolution. The formation of impermeable layer prevents the transports tream makes the process inefficient between the anode and the cathode. Corrosion on the electrodes can be removed using alternating current instead of direct current in the electrocoagulation (GOVINDARAJA; PATTABHIB - 2015; GEREK et al., 2017).

6 | EFFECT OF THE ELECTROCOAGULATION TIME

The treatment time is the most important parameter in the electrocoagulation process. It is to be understood as the scheduled time, deemed sufficient to occur throughout the process of formation of metal hydroxides to complete the coagulation of the impurities present in the effluent to be treated. Generally, the normal process is between 15 and 175 minutes obtaining the maximum possible removal of various metal ions (ABDALHADI; KURT, 2016), having different time systems according to the dimensions and characteristics of the effluent.

7 | DISTANCE BETWEEN THE ELECTRODES

According to the wastewater characteristics, process efficiency can be improved by varying the distance between the electrodes, the influence on the process can be explained by the fact that the electric field between the electrodes decreases as this parameter increases. The greater the distance between the electrodes, the greater will be the potential difference applied, because the solution has resistivity to the passage of electric current (GEREK et al., 2017).

In high conductivity electrolyte, by increasing the distance between the electrodes, the removal efficiency increases. This change probably because the electrostatic effects depend on the distance between electrodes, so when it increases, the movement of ions produced slower and would have a greater opportunity to produce flakes and aggregate. Moreover, these flakes are more capable of adsorbing molecules (TECZAN et al., 2014).

It comes to operating cost reduction is an important variable, so it is recommended that when the effluent conductivity is relatively high, use a larger spacing between the electrodes. Already in situations of moderate value is recommended to use a smaller distance, as this will reduce energy consumption without changing the degree of separation, in which case, the current would not change. Thus, the current is not altered, to facilitate the flocculation of the pollutant (VALENTE, 2015).

The influence of the distance between the electrodes is correlated with the maximum removal of contaminants, varying the range of 1 to 5 cm (UN et al., 2014). Experiments have shown that with increasing distance between the electrodes increases slightly and the removal

of the pollutant that is observed for whatever the nature of the electrode.

8 | 8. ADVANTAGES AND DISADVANTAGES OF ELECTROLYTIC TREATMENT

The advantages related to electrocoagulation system are as follows (VALENTE et al., 2015):

- Requires simple and easy to operate equipment;
- The sludge formed tends to be quickly decanted and is easy to dehydration, since it is composed of a series of metal oxides and hydroxides, unlike the sludge generated by conventional coagulants;
- The electrocoagulation produces effluents with a lower amount of dissolved solids as compared to chemical treatments;
- Avoids the addition of chemicals, thus reducing the possibility of secondary pollution (elevated sulphate concentration, for example, organic matter, polymers);
- The gas bubbles produced during electrolysis may favour the electrocoagulation process where solid particles are carried to the top of the solution. Thus, they have aggregate reuse of concentration, collection, and removal of contaminants.

Although electrocoagulation presents numerous advantages, it has some drawbacks among the limitations of the process can be cited (MOLLAH, 2004):

- The electrodes are electro-soluble and must be constantly replaced.
- The high consumption of electricity increases the operating cost of the process.
- An oxide layer may be formed on the cathode surface, leading to loss of process efficiency (as may occur with aluminium, for example), however, the polarity may help reduce the interference.
- High conductivity of the effluent is required which limits its use with water containing low solids dissolved.
- In the case of removal of organic compounds, some toxic chlorinated compounds can be formed in situ, for example, chlorides are also present. Wastewater with high humic acid content can be favourable for the formation of trihalomethanes. If phenols and metabolites and break down products are present, the chlorine can lead to the generation of compounds with objectionable odours and flavours.

9 | 9. PARAMETERS ANALYZED IN THE ELECTROCOAGULATION PROCESS

The efficiency of the electrocoagulation process is monitored by analysis of parameters, pH being one of the main parameters evaluated in the effluent treated by electrocoagulation process.

Besides being an important indicator of the quality of the treated effluent, is a major requirement parameters of the legislation, with the desired value 7 ± 2 and influences the BOD and COD reduction values. Some authors such as DÍAZ et al., (2014), VU (2014) and GEREK et al., (2017) have done pH adjustments before electrocoagulation in order to increase the percentage of reduction of major components. Others studies of THIRUGNANA et al., (2015);

BASSALA et al. (2017), VALENTE et al. (2015) and TECZAN (2014), the pH was not adjusted and the end of the process presented is desirable, indicating that the effluent can be discarded in the environment safely only when the pH is measured, which does not apply to all effluents, for the other parameters control must be met.

Mostly of agro-industrial effluents have a high biochemical oxygen demand (BOD) which is the main item of interest removal when the goal is to treat wastewater. Studies by several authors showed significant BOD reduction results, including: BAYAR et al. (2011) poultry slaughterhouse wastewater reduced 90 %; KATAL; PAHLAVANZADEH (2011) pulp and paper industry, reduction of 88 %; VALERO et al. (2011) residual water of almond industry, removed 80 %; DÍAZ et al. (2014) industrial processing station (poultry, swine and bovine), reduction of 78 % and TECZAN (2014) residual water of milk whey, removed 86 %, GEREK et al. (2017) tannery wastewater reductions being 82 % is within the standards required by legislation (BRASIL, 2011). It may be stated that the electrocoagulation is a major wastewater treatment process, with significant reduction responses components when it comes to compliance with environmental parameters.

The materials used in the manufacture of electrodes are the first and main assessment before starting the treatment process with electrocoagulation. Several studies realized by MOLLAH (2004); SENGIL; OZACAR (2006); MORALES (2007); PALÁCIO et al. (2015); MIN et al. (2015), BAYAR et al. (2011); BASSALA et al. (2017); VALENTE et al. (2015); GEREK et al. (2017) DÍAZ et al. (2014); TECZAN (2014); QUIÑONES-ESPINZOLA et al. (2009) have measured the efficiency of aluminium, stainless steel, iron, copper and nickel, and yet was not found material that is as efficient to the point of no release of the compounds of the electrode during electrolysis.

According to TECZAN (2014) the junction with electrocoagulation combined process (centrifugation, adsorption with active charcoal, nanofiltration, ultrafiltration and other technologies), can minimize this impact, making treatment with electrocoagulation applicable to different industries, treating the various effluents with unquestionable efficiency.

10 | CONCLUSION

The electrocoagulation is a promising alternative in the treatment of effluents from various sectors of the production chain and requires in-depth studies in order to unravel this complex technology, but with promising results.

The electrocoagulation mechanism is not completely understood, but it is known that the treatment efficiency depends on the interactions between the particles of the disperse system and the coagulating agent and the electrolysis conditions.

The use of systems with subsequent polishing and re-use of the separated material for other industrial applications may mean important perspective to the application of sewage treatment system.

REFERÊNCIAS

- AKYOL, F. et al. Suppression of electron overflow and efficiency droop in N-polar GaN green light emitting diodes. **Applied Physics Letters**, v.100, p.111-118, 2012.
- AOUNI, A. et al. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. **Journal of Hazardous Materials**, v.168, p. 868-874, 2009.
- BAYAR, S. et al. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**, v. 280, p.103-107, 2011.
- BOUHEZILA, F. et al. Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. **Desalination**, v. 280, p. 347-353, 2011.
- BASSALA, H.D. et al. Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: application for dairy effluent treatment. **Process Safety and Environment Protection**, v.17, p.0957-5820, 2017.
- BRASIL, 2011. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº430, de 13 de Maio de 2011.
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment, **Separation and Purification Technology**, v.38, p. 11-41, 2004.
- CHEN, G.; HUNG, Y.T. **Electrochemical Wastewater Treatment Processes, Handbook of Environmental Engineering**, Hong Kong, China, Editora Humana Press v. 5, 2007.
- DÍAZ B.C. et al. Removal of organic pollutants in industrial wastewater with an integrated system of copper electrocoagulation and electrogenerated H₂O₂. **Chemosphere**, v.105, p.160–164, 2014.
- GEREK E.E. et al. Combined energy and removal efficiency of electrochemical wastewater treatment for leather industry. **Journal of Water Process Engineering**, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.03.007> 2214-7144/© 2017
- GOVINDARAJ, M.; PATTABHI, S. Electrochemical treatment of endocrine-disrupting chemical from aqueous solution, **Desalination and Water Treatment**, v. 53, p.2664-2674, 2015.
- HOLT P.K. et al. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, 2005.
- KATAL, R.; PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v.265, p.99-205, 2011.
- KHANDEGAR, V.; SAROHA, K. A. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. **Journal of Environmental Management**, v.128, p.949 -963, 2013.
- MIN K. et al. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box–Behnken design (BBD). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, p.1-31, 2017.
- MOLLAH, M.A. Electrocoagulation (EC) - science and applications, **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p.29-41, 2001.
- MOLLAH, Y.M.U. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, v. 114, p. 199-210, 2004.
- MORES R. et al. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology**, v. 16, p.S1383-5866, 2016.
- MURTHY, Z.V.P.; PARMAR, S. Removal of strontium by electrocoagulation using stainless steel and aluminum electrodes, **Desalination**, v.282, p.63-67, 2011.

OLYA, M. E.; AZAM, P. Electrocoagulation for the removal of phenol and aldehyde contaminants from resin effluent, **Water Science & Technology**, v. 68, p. 1940-1949, 2013.

PALÁCIO S.M. et al. Combinação dos processos eletrocoagulação e fotocatalise heterogênea no tratamento de um efluente têxtil clorado. **Engevista**, v. 17, p.407-20, 2015.

QUIÑONES-ESPINZOLA, R.F. et al. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation, **Chemical Engineering Journal**, v.151, p.59-65, 2009.

SENGIL, I.A.; OZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal Hazardous Materials**, v.137, p.1197-1205, 2006.

SHARMA, K.S. **Green Chemistry for Dyes Removal from Waste Water: Research Trends and Applications**, Editora Scrivenir Publishing, 1ªedição, 2015.

TSIOPTSIAS C. et al. Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process optimization through response surface analysis. **Journal of Environmental Management**, v.164, p.104-13, 2015.

TEZCAN U. et al. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: an application of Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**, v.146, p.245-250, 2014.

TCHAMANGO, S. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the Total Environment**, v.408, p. 947-952, 2010.

THIRUGNANASAM B. et al. Optimization of process parameters in electrocoagulation treating chicken industry wastewater to recover hydrogen gas with pollutant reduction. **Renewable Energy**, v.80, p.101-108, 2015.

UN T.U. et al. Continuous electrocoagulation of cheese whey wastewater: An application of Response Surface Methodology. **Journal of Environmental Management**, v.146, p.245-250, 2014.

VALENTE S.F.G. et al. Avaliação do custo de energia elétrica e de material no tratamento de efluente de laticínios por eletrocoagulação. **Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial**, v.9, p.1696-1709, 2015.

VALERO, D. et al. Electrocoagulation of wastewater from almond industry. **Chemosphere**, v.84, p.1290-1295, 2011.

PROPOSTA DE AÇÕES PARA A GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE SÃO SEBASTIÃO DO PASSÉ – BAHIA

Data de aceite: 17/06/2020

João dos Santos Santana Júnior

Graduado em Engenharia Ambiental pela Faculdade de Ciência e Tecnologia/ÁREA1. Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho.

Lorena Gomes dos Santos

Graduado em Engenharia Ambiental pela Faculdade de Ciência e Tecnologia/ÁREA1. Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho.

RESUMO: Um dos grandes problemas da atualidade refere-se à quantidade de resíduos sólidos descartado de forma inadequada no meio ambiente. E com o objetivo de promover a gestão dos resíduos sólidos foi instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 12.305/2010, considerada um marco regulatório, que permite o avanço no enfrentamento dos problemas relacionados ao manejo inadequado dos resíduos sólidos. Dentre as diretrizes a serem aplicadas na gestão fica estabelecido que todos os municípios do território nacional terão que elaborar planos próprios de gerenciamento de resíduos sólidos, o que compreende

o conjunto de ações que envolve desde a geração até a disposição final. Diante da necessidade dos municípios administrarem de uma melhor forma seus resíduos, este trabalho tem por objetivo elaborar ações que visa a minimização da geração, tratamentos adequados e uma destinação ambientalmente adequada, com a educação ambiental inerente em todas as etapas do processo, para a melhoria da Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos do município de São Sebastião do Passé – BA.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos Sólidos Urbanos, Política Nacional de Resíduos Sólidos, Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

INTRODUÇÃO

Durante o desenvolvimento da humanidade a geração de resíduos sempre foi um problema que esteve presente, porém após a revolução industrial este problema tornou-se relevante comprometendo a qualidade de vida no planeta. Os processos e avanços tecnológicos possibilitaram o acesso da sociedade a bens de consumo. Diante da necessidade de suprir uma demanda crescente houve o incentivo ao aumento da produção (RIBEIRO; MORELLI,

2009). Com isso o consumo destes produtos implica em geração de resíduos, requerendo atenção para o seu gerenciamento para que não venha causar impactos negativos por meio da degradação ambiental em função do aumento da geração de resíduos, principalmente, no perímetro urbano.

O resíduo produzido no perímetro urbano e denominado de RSU compreende os domiciliares que são originados das residências, os comerciais que são provenientes de estabelecimento comerciais e os de serviços públicos originados da limpeza urbana como varrição das vias públicas, e em muitos casos inclui-se até mesmo os resíduos especiais provenientes de processos industriais e das atividades médico/hospitalares, que pelas suas características não são facilmente absorvidos e decompostos pela natureza (BARRETO, 2012). A variação dos resíduos sólidos urbanos gerados pode ser observado na Tabela 1:

RESÍDUO DOMICILIAR	= 50 A 60% (RESÍDUO DOMÉSTICO E COMERCIAL)
RESÍDUO PÚBLICO	= 20 A 30% (VARRIÇÃO, PODA, CAPI-NA, ETC)
ENTULHOS	= 20 A 30%
RESÍDUO HOSPITALAR	= 1%
TOTAL DE RESÍDUO URBA-NO	= 100%

Tabela 1: Variação dos Resíduos Sólidos Urbanos Gerados.

Fonte: ABRELPE (2014).

A maior parte da geração dos resíduos sólidos urbanos é o resultado do desperdício desnecessário de matéria prima, cuja produção causa poluição e degradação por não possuir uma destinação final adequada sendo depositados em lixões, aterros controlados e até mesmo a céu aberto, proporcionando a poluição da água, solo e ar, bem como a proliferação de vetores de doenças, fatores que interferem negativamente na qualidade do saneamento ambiental. No Brasil a destinação final adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSUs) ainda deixa a desejar como pode ser constatado por meio da Tabela 2:

ANO	VAZADOURO A CÉU ABERTO	ATERRO CONTROLADO	ATERRO SANITÁRIO
1989	88,2%	9,7%	2,1%
2000	72,3%	18,3%	9,4%
2008	50,8%	22,5%	26,7%

Tabela 2: Destino Final dos Resíduos Sólidos no Brasil.

Fonte: IBGE (2008).

Os resíduos sólidos urbanos (RSUs) são um dos grandes problemas ambientais em

função do crescimento acelerado do seu volume e o seu efeito poluidor. A falta de ações para redução é uma das grandes preocupações da humanidade em termos ambientais, consequência do aumento populacional, da rápida industrialização e do crescimento do consumo. E quando se pensa em algo insustentável nos conglomerados urbanos, a primeira imagem que associamos é a poluição.

Diante deste contexto o Brasil está vivendo um momento diferenciado ao buscar o desenvolvimento da economia respeitando o meio ambiente, desta maneira, aplicando a sustentabilidade na prática. Essa nova dinâmica foi fortalecida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 12.305/2010. Considerada um avanço na legislação ambiental brasileira a lei prevê um avanço no tocante a gestão de resíduos sólidos a qual determina que as cidades devam adotar modelos de serviços e sustentabilidade. Por meio dela, é possível garantir um gerenciamento de resíduos da fabricação até o consumidor (Logística Reversa), conceder incentivos fiscais e financeiros para indústrias e além de entidades dedicadas a tratar e reciclar os resíduos, como cooperativas ou associação de catadores.

Com relação aos objetivos da PNRS os mais relevantes para esta pesquisa são: a cooperação entre as diferentes esferas do poder público, o setor empresarial e demais segmentos da sociedade, proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania, gestão integrada de resíduos sólidos, integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010). Cabe destacar a seção IV, do capítulo II, o artigo 18 da PNRS, que a elaboração de um plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos é condição para os municípios terem acesso a recursos da união, destinados à limpeza urbana e ao manejo dos resíduos sólidos.

Em suma, a proposta da Lei Federal objetiva a prevenção e o controle da poluição, a proteção e a recuperação da qualidade do meio ambiente, além da promoção da saúde pública e assegurar o uso adequado dos nossos recursos naturais. Contudo é necessário que os estados e municípios, embasados por estas diretrizes, devam estabelecer legislações próprias, dentro da realidade e peculiaridade local, proporcionando a população um modelo eficiente que priorizará a não geração de resíduos, a reciclagem e a destinação adequada, estando diretamente associado ao cotidiano de cada cidadão (BARRETO, 2012).

Para tal é necessário a aplicação de uma Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU), definidos como um conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável. Uma vez que no Brasil o Município tem a responsabilidade de gerir os resíduos sólidos produzidos em seu território, a gestão municipal deve ser pautada em diretrizes estratégicas buscando a prevenção da poluição, a redução da geração de resíduos e poluentes prejudiciais à saúde pública (PREFEITURA MUNICIPAL DE PIRAPORA, 2010).

Os termos gestão e gerenciamento são sinônimos sendo que gestão é empregado para definir procedimentos em nível estratégico e gerenciamento visa a operação do sistema de limpeza urbana (ZANTA; FERREIRA, 2003). O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos deve estabelecer condições políticas institucionais, legais, financeiras, sociais e ambientais envolvendo a participação do governo, empresas privadas e da sociedade civil na inserção dos princípios para as etapas articuladas desde a geração até a disposição final.

As estratégias para um planejamento do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos de forma integrada devem buscar atender os objetivos de prevenção da poluição, estabelecendo um sistema eficiente de coleta, segregação, transporte, tratamento e disposição final (PREFEITURA MUNICIPAL DE PIRAPORA, 2010). Sendo que o gerenciamento inadequado destas etapas podem resultar em riscos ambientais, portanto a eficiência na execução de cada etapa por meio de programas é de fundamental importância para o município gerir adequadamente os resíduos sólidos urbanos.

Como grande parte dos municípios de pequeno porte dispõe seus resíduos sólidos urbanos em locais inapropriados o GIRSU surge como alternativa de metas para ser alcançadas em curto prazo, como a implementação de tecnologias corretivas e instalações de aterros, visando assegurar a saúde da população e a minimização dos impactos associados com disposições inadequadas dos resíduos sólidos urbanos.

Já a médio e longo prazo o PGIRSU vai proporcionar meios técnicos e financeiros para a execução de programas que buscam a redução da poluição, reaproveitamento de resíduos e sensibilização da sociedade na participação deste processo juntamente com órgãos gestores responsável (ZANTA; FERREIRA, 2003).

OBJETIVO

O objetivo geral deste trabalho é propor ações para a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos para o Município de São Sebastião do Passé - Bahia. Para o alcance do objetivo geral será realizado o diagnóstico da atual Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos e a identificação de alternativas para a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos do município.

METODOLOGIA

Este trabalho se caracteriza por ser uma pesquisa do tipo exploratória-descritiva, pois trata-se do estudo e da descrição das características de uma determinada comunidade ou grupo, o que permite obter uma nova percepção do fenômeno e descobrir novas ideias. Para o levantamento da gestão dos resíduos sólidos da cidade foi necessário realizar visitas na Secretaria Municipal de Infraestrutura ligada à gestão dos resíduos do município, com o objetivo de conhecer os tipos e a quantidade de resíduos gerados e a atual forma de manejo dos mesmos.

A metodologia utilizada para levantamento das ações de tratamento e a disposição final

adequada para os resíduos sólidos urbanos gerados no município foi desenvolvida por meio de pesquisas bibliográficas. Após o levantamento bibliográfico, a coleta das informações da Secretaria de Infraestrutura e a análise das mesmas, pode-se verificar as alternativas para melhorar a gestão dos resíduos do município. Com esses elementos importantes e tendo como subsídio outros planos de gerenciamentos de resíduos foram feitas propostas adequadas para o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos, objetivando reduzir os impactos no meio ambiente e a melhoria da gestão dos resíduos sólidos aplicada atualmente no município.

DIAGNÓSTICO DA GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

O município de São Sebastião do Passé está localizado na microrregião de Catu, Região Metropolitana de Salvador, São Sebastião do Passé possui uma área de 538,32 km² a 37 metros de altitude. Possui quatro distritos: Nazaré de Jacuípe, Banco de Areia, Maracangalha e Lamarão do Passé. Com uma população de 42.153 habitantes, sendo 33.112 habitantes na zona urbana e 9.041 habitantes na zona rural e com densidade demográfica de 78,30 hab./km². Está situado a 59 km da capital Salvador fazendo limite com os municípios de Candeias, Catu, Pojuca, Terra nova, Amélia Rodrigues, Mata de São João e Dias d'Ávila (IBGE, 2010). O acesso rodoviário se dá pela BR-324 seguindo o cruzamento com a BR- 110, e entra na altura do km 51 seguindo mais 3 km até a cidade. Saindo de Camaçari segue pela BA-522 até a cidade. Saindo de Candeias, basta seguir pela BR-110 até a cidade de São Sebastião do Passé.

No tocante a geração dos resíduos sólidos, o município de São Sebastião do Passé possui uma produção média mensal de 630 toneladas de resíduos sólidos urbanos, resíduos este que é composto pelos domésticos, comercial e público do qual a empresa de limpeza pública contratada pelo município tem a responsabilidade de realizar a coleta. Com uma população de 42.153 habitantes e uma geração de 630 toneladas mês calcula-se a geração per capita de resíduos, dividindo a quantidade de resíduos gerados no mês por 30 dias, e após o resultado da geração de resíduos diária divide pelo número de habitantes. Logo, a geração de resíduos per capita de São Sebastião do Passé é de 0,50 kg/hab/dia. Cabe ressaltar que o município paga cerca de R\$ 68,83 por tonelada de resíduos destinado ao Aterro Sanitário Hera Ambiental Ltda., localizado no município de São Francisco do Conde.

A coleta dos resíduos sólidos domiciliares é feita pela empresa ECOLURB Engenharia Conservação e Limpeza Urbana Ltda. e abrange a zona urbana, os quatro distritos e algumas localidades rurais. A periodicidade de coleta é distribuída da seguinte maneira:

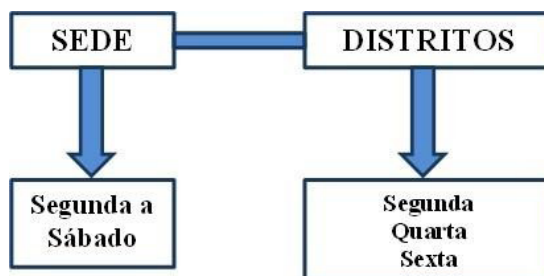


Figura 1: Periodicidade da rede de coleta dos resíduos sólidos urbanos

É importante salientar que os povoados contemplados com o serviço de coleta de resíduos são aqueles que ficam próximos as rodovias que ligam aos distritos. Dessa forma, quando o caminhão compactador é encaminhado aos distritos, é feita a coleta dessas localidades. Na sede, a coleta é feita uma vez por dia sendo que, pela manhã e pela noite é realizada nas regiões centrais e a tarde ocorre nas regiões periféricas, cabe ressaltar que a coleta não atinge todo o município, visto que a zona rural não é atendida. As disposições dos resíduos para a coleta são feitas em locais inapropriados por não existir caixas coletoras na malha urbana, sendo estes colocados em frente a casas ou esquina de ruas, trazendo transtornos como o aumento da sujeira e do odor. Outro problema enfrentado pela população são os entulhos dispostos em vias e calçadas, dificultando a locomoção de veículos e pedestres. O Rio Jacuípe que percorre a zona urbana do município vem sofrendo degradação ambiental nos últimos anos, pois dentre outros problemas, é receptor dos resíduos sólidos lançados pela população. Ainda de acordo com a Secretaria de Infraestrutura, a limpeza urbana é composta pela varrição, poda e capinação, sendo executada diariamente ao longo dos logradouros.

Outra localidade com a geração acentuada de resíduos é a central de abastecimento do município, onde é realizada uma feira livre aos sábados com um fluxo intenso de pessoas. A maioria dos resíduos gerados são orgânicos, como restos de frutas, verduras e legumes que são dispostos em lixeiras ou em calçadas ocorrendo à mistura com outros tipos de resíduos. Por fazer parte da zona urbana da sede, a coleta de resíduos neste local é realizada diariamente, porém aos sábados a coleta é feita a noite após a feira livre, sendo coletado em média 3 toneladas de resíduos sólidos. Deste total é estimado que 500 kg sejam de recicláveis (papel, papelão e plástico) e a outra parte composta por resíduos orgânicos.

Para a realização do transporte dos resíduos o município dispõe de 2 caminhões compactadores com capacidade de 10 a 11 toneladas. Pelo fato dos resíduos serem transportados diretamente para o aterro Hera Ambiental não é aplicado nenhum tipo de tratamento prévio, sendo os mesmos dispostos em células, e desta forma não existem informações sobre a composição gravimétrica dos resíduos. Portanto, não existem dados em relação ao percentual dos resíduos recicláveis e orgânicos, como também não é realizada a coleta seletiva, além de não existir nenhum projeto do município em relação aos resíduos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

- COOPERATIVAS DE RECICLAGEM

Formar grupos organizados por parte da população que sobrevivem do mercado informal da venda de materiais recicláveis para atuar na coleta e comercialização dos mesmos. Para tal será necessário inicialmente a Prefeitura cadastrá-los no programa afim de treiná-los para a execução do trabalho, que envolve uma atividade programada de coleta nas residências, estabelecimentos comerciais, feiras livres em dias e horários pré-estabelecidos pela Prefeitura. Para facilitar a disposição dos resíduos recicláveis por parte da população será criado o PEV (Ponto de Entrega Voluntária), onde a população poderá descartar adequadamente os materiais recicláveis. Importante ressaltar que para a execução deste programa será necessário a locação de um espaço amplo e estruturado para o funcionamento da cooperativa, cuja a responsabilidade é da Prefeitura. Com essa ação espera-se uma contribuição para a melhoria da qualidade vida e resgate da cidadania dos membros das cooperativas e comunidades associadas; promover o aumento da rentabilidade dos cooperados; redução do volume de resíduos sólidos coletados e destinado ao aterro, reduzindo os impactos ambientais e os custos da Prefeitura com o volume que é pago para a disposição final.

- PROGRAMA DE COMPOSTAGEM

Este programa tem como objetivo o reaproveitamento dos resíduos sólidos orgânicos descartados na Central de Abastecimento, local destinado a realização de feiras livres, de forma que estes resíduos sejam transformados em compostos orgânicos e que no final deste processo sejam utilizados como adubos orgânicos para o solo por famílias da região que sobrevivem da agricultura. Para a concretização deste programa será necessário a disponibilização de um espaço, chamada de usina de compostagem, para a montagem das leiras. Além de uma coleta individualizada na Central de Abastecimento para coletar os resíduos orgânicos. Tais responsabilidades ficará a cargo da Prefeitura. Com essa ação espera-se redução do volume de resíduos sólidos coletados e destinado ao aterro, reduzindo os impactos ambientais e os custos da Prefeitura com o volume que é pago para a disposição final.

- PROGRAMA DE COLETA DE PNEUS INSERVÍVEIS

Determinar um espaço para que a comunidade faça o descarte de pneus inservíveis separadamente, para que não ocorra o descarte inadequado como acontece atualmente. A responsabilidade da coleta deste material caberá a Prefeitura que posteriormente repassará para a fábrica SK Reciclagem de Pneus LTDA., localizada no próprio município, que realiza a segregação dos componentes dos pneus com o intuito de reintroduzir tais componentes no processo produtivo de fabricação de novos pneus.

- APLIAÇÃO DA REDE DE COLETA

O objetivo desta ação é a realização da coleta dos resíduos sólidos nos povoados e na zona rural do município. Para a concretização do plano deverá ser incluído mais um caminhão compactador, sendo este responsável pela coleta dos resíduos sólidos de duas a três por semana nessas localidades. Além disso será necessário à distribuição de caixas coletoras nos pontos de coletas afim de ocorrer um acondicionamento adequado dos resíduos sólidos descartado pela comunidade. Com essa ação espera-se principalmente a diminuição dos impactos ambientais resultado de descarte de resíduos sólidos em locais inapropriados.

- PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Devido à importância deste instrumento integrante da GIRSU o objetivo é sensibilizar da comunidade sobre a importância da sua participação e responsabilidade na gestão dos resíduos sólidos do município. A responsabilidade da execução deste programa caberá a prefeitura, onde serão formados grupos que irão atuar na comunidade. Os principais resultados esperados é a sensibilização às questões ambientais.

CONCLUSÃO

Durante a pesquisa, notou-se que o município de São Sebastião do Passé não desenvolve ações para uma GIRSU, além de adotar técnicas para os resíduos consideradas fim de tubo, ou seja, técnicas que possuem controle apenas na etapa final. Dessa forma, foram propostas ações de criação e melhorias que poderão beneficiar a gestão do município de uma maneira geral, sendo adaptadas para a realidade do município, tomando-se cuidado com a elaboração de métodos financeiramente e ecologicamente viáveis.

É possível perceber uma possível barreira que pode ser encontrada na fase inicial da implementação das ações de melhorias da GIRSU por parte dos gestores públicos. Porém para o êxito no processo de gerenciamento observa-se a necessidade de um contínuo comprometimento por parte da comunidade, onde programas de educação ambiental são de fundamental importância neste aspecto como meio de sensibilização diante das questões ambientais, reconhecendo os impactos e alternativas de melhorias, o que auxiliará o município a alcançar o melhoramento ambiental, facilitando seu enquadramento nos requisitos legais da PNRS.

REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. 2014. Disponível em: <www.abrelpe.org.br>. Acesso em 09 mar. 2016.

BARRETO, Maria Alice Paes. Legislação aberta, mas há ceticismo quanto aos prazos. *Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente - Bio*, ano XIX, n. 62. São Paulo. Jan-mar 2012.

BRASIL. *Lei Federal n.º 12.305, de 02 de agosto de 2010*. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 08 mar. 2016 às 14:41hrs. MINAS GERAIS. SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E URBANIZAÇÃO. *Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos*: Relatório final. Pirapora, 2010. Disponível em: http://www.pmppirapora.com.br/PGIRSU_

Pirapora-12-08-2011.pdf. Acesso em: 26 jan. 2016 às 16:10hrs.

RIBEIRO, Daniel Vêras; MORELLI, Márcio Raymundo. *Resíduos sólidos: Problemas ou Oportunidade?* Rio de Janeiro: Interciência, 2009.

ZANTA, Viviana Maria; FERREIRA, Cynthia Fantoni Alves. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. In: JUNIOR, Armando Borges de Castilho (org.). *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Florianópolis: PROSAB, 2003. p.1-16 . Disponível em:<<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabArmando.pdf>>. Acesso em: 11 fev. 2016 às 14:38hrs.

QUALIDADE AMBIENTAL DOS SOLOS EM ÁREAS AGRÍCOLAS DO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

Data de aceite: 17/06/2020

Daniely Neckel Rosini

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Valter Antonio Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Alexandre Tadeu Paulino

Universidade do Estado de Santa Catarina
Chapécó – SC

Vitor Rodolfo Becegato

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Jordana dos Anjos Xavier

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

Débora Cristina Correia Cardoso

Universidade do Estado de Santa Catarina
Lages – SC

RESUMO: O município de Bom Retiro-SC possui intensa atividade agropecuária, que pode causar diversos impactos ao meio ambiente. O presente estudo teve como objetivo analisar o uso e a qualidade ambiental dos solos na área rural em locais representativos das referidas atividades que

utilizam agrotóxicos e fertilizantes químicos. Amostras de solo foram coletadas em 35 pontos e analisadas para os metais Cu, Fe e Zn. As concentrações dos metais foram determinadas por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua (ARFC EAA), de acordo com a metodologia estabelecida pela USEPA. Coletou-se amostras de solos testemunhas em cinco pontos representativos da área da pesquisa. Analisou-se granulometria, matéria orgânica, pH, P, K, Al, Ca, Mg e CTC. Para efeitos comparativos, utilizou-se a Resolução CONAMA nº 420/2009. Em nenhum ponto de coleta as concentrações de metais estavam acima dos limites máximos estabelecidos pela legislação.

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade dos solos. Metais pesados. Áreas rurais. Produção agrícola.

ABSTRACT: The municipality of Bom Retiro-SC has intense agricultural activity, which may cause various impacts on the environment. The present study aimed to analyze soil use and environmental quality in the rural area, in representative places of the referred activities that utilize pesticides and chemical fertilizers. Soil samples were collected in 35 points and analyzed for metals Cu, Fe and Zn. The concentrations

of the metals were determined by High-resolution continuous source atomic absorption spectrometry (HR-CS AAS), according to the methodology established by the USEPA. Witness soil samples were collected in five representative points of the area of research. Were analyzed: granulometry, organic matter, pH, P, K, Al, Ca, Mg and CEC. For comparative effects, the CONAMA Resolution n. 420/2009 was utilized. At no point of collection was the use of metals detected above the maximum limits determined by legislation.

KEYWORDS: Soil quality. Heavy metals. Rural areas. Agricultural production.

1 | INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das atividades antrópicas causa diversos impactos ao meio, dentre esses impactos está a contaminação por metais (ALLOWAY e AYRES, 1997). Os metais estão presentes naturalmente no solo devido ao intemperismo, processos pedogênicos em rochas e no material de origem do solo, ou podem ser dispostos no ambiente por meio de atividades humanas potencialmente poluidoras (ALLOWAY, 2010; ALEXANDRE et al., 2012; MAHAR et al., 2016). Os metais são também conhecidos como elementos-traço, pois normalmente são encontrados em baixas concentrações (<0,1%) nos solos e nos organismos vivos (LAKHERWAL, 2014).

Alguns metais são essenciais para o desenvolvimento dos seres vivos, outros precisam estar presentes em quantidades corretas e alguns são extremamente tóxicos (ALI, KHAN e SAJAD, 2013; ALVARENGA, 2013). Os metais não são degradados naturalmente pelos seres vivos, o que se torna um acentuado problema de poluição ao longo do tempo (OLIVEIRA et al., 2010). Quando se tornam tóxicos, os metais podem comprometer o futuro das pessoas contaminadas (ROCHA, 2009).

Devido ao crescimento populacional, existe uma necessidade de se ampliar a produção mundial de alimentos em 70% até 2050 (FAO, 2009). É um grande desafio aumentar a produção em áreas já cultivadas. Muitos produtos foram desenvolvidos com foco em problemas instantâneos e não em crises planetárias e os países em desenvolvimento, como o Brasil, acabam utilizando os agroquímicos de forma descontrolada, causando diversos impactos ambientais. A acumulação de metais pesados em solos agrícolas é uma questão mundial muito importante (BIGALKE et al., 2017). Muitos problemas de saúde e ambientais são encontrados em diversos lugares devido ao uso inadequado de alguns produtos agrícolas (GARVEY, TYFIELD e MELLO, 2017).

A preocupação sobre o uso e conservação do solo tem aumentado nos últimos anos, pois o solo serve como meio básico para a vida, mantém o ciclo da água e dos nutrientes, serve para a produção de alimentos, age como filtro natural, tampão e meio de adsorção de substâncias químicas e organismos, protege as águas, é fonte de informação, de recursos minerais e de ocupação territorial (BRASIL, 2009). Contaminação é a presença de concentração elevada de substâncias agressoras ao meio e aos seres vivos. O solo possui capacidade de autodepuração, pois é capaz de atenuar os efeitos negativos oriundos da contaminação. Isso acontece por meio da adsorção, efeito tampão e intensa atividade

biológica. Quando há acúmulo excessivo de contaminantes, o ambiente não consegue mais estabelecer o controle e acontece a poluição (RIBEIRO, 2013).

A contaminação do solo pode ocorrer por diferentes metais ao mesmo tempo e uma competição de adsorção pode ocorrer (ZHANG e ZHENG, 2007). Os solos com metais pesados podem exportar biomassa, pode ocorrer a lixiviação e o escoamento para águas superficiais (SALMAN et al., 2017). Altas concentrações de metais pesados podem afetar os ecossistemas associados com a transferência de metais do solo para os demais ambientes (JIANG et al., 2013). Segundo Barros et al., (2008) metais procedentes de ações antrópicas acabam sendo mais fotodisponíveis e mais móveis que aqueles presentes naturalmente no solo. Solos com baixa drenagem possuem capacidade de reter maiores concentrações de metais pesados (FAQUIN, 2005). Com base nisso, o objetivo deste estudo foi caracterizar os solos das áreas agropecuárias no município de Bom Retiro-SC, analisando os parâmetros físico-químicos dos solos testemunhas, a concentração dos metais (Cu, Fe e Zn) presentes no solo e comparando-os com a legislação (BRASIL, 2009).

2 | ÁREA DE ESTUDO

Bom Retiro é uma município da microrregião serrana de Santa Catarina, com 8.942 habitantes, 7.106 eleitores e 2.727 domicílios, com uma área de 1.056 km², localiza-se a uma latitude 27°47'50" sul e a uma longitude 49°29'21" oeste e altitude média de 890 metros (IBGE, 2010). O município ocupava a posição 1934º no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) 2010, com 0,699, sendo 0,704 para IDHM renda, 0,869 IDHM longevidade e 0,559 IDHM educação (FAO, 2010). Os municípios limítrofes são Alfredo Wagner, Bocaina do Sul, Rio Rufino, Urubici, Anitápolis, Chapadão do Lageado, Otacílio Costa e Petrolândia (IBGE, 2010).

O município está inserido no bioma Mata Atlântica e Floresta Ombrófila Mista e de Savana (ROCHA et al., 2014). Bom Retiro é um dos pequenos municípios brasileiros que possuem muitas famílias que sobrevivem da agricultura, sendo que cerca de 30% da população residia em área rural conforme dados do IBGE (2010).

A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias, entre elas destaca-se as culturas de maçã (40.968 t/ano), milho (15.360 t/ano), cebola (15.200 t/ano) e tomate (4.800 t/ano) (IBGE, 2010). Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a contaminação ambiental na região e conseqüentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas. Diante da crise que se vivencia no planeta, é preciso estar alerta sobre a situação dos recursos ambientais.

O município de Bom Retiro está inserido na sequência estratigráfica gonduânica da Bacia Sedimentar do Paraná. Esta bacia é formada por rochas sedimentares e vulcânicas originadas entre o Siluriano e o Cretáceo. A espessura máxima das rochas está em torno de 5.000 m (BORTULOZZI, AWDZIEJ e ZARDO, 1987). O substrato geológico de Bom Retiro é composto por rochas sedimentares paleozoicas e mesozoicas e rochas vulcânicas

mesozoicas. As unidades litoestratigráficas presentes no município são: Formações Rio do Sul, Rio Bonito, Irati, Serra Alta, Teresina, Rio do Rastro e Serra Geral (Figura 1) (ROCHA e MARIMON, 2014).

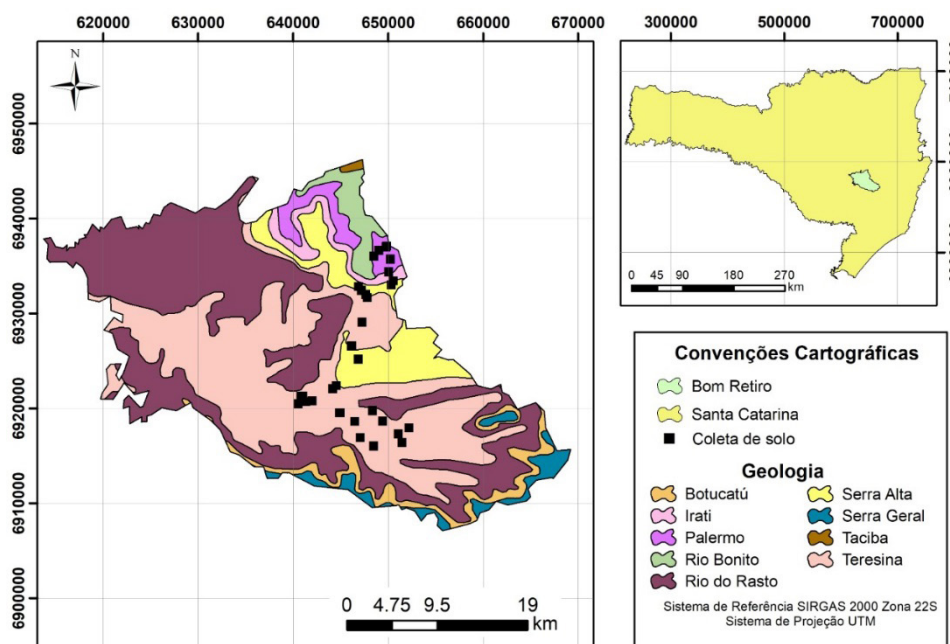


Figura 1 - Geologia do município de Bom Retiro - SC

A maior parte do município de Bom Retiro está localizado na bacia do rio Canoas, vertente do interior e uma menor parte pertence à bacia do Rio Itajaí do Sul, vertente atlântica. As ações pluviais e fluviais são as principais fontes erosivas que definem os divisores de água (ROCHA e MARIMON, 2014).

O município é heterogêneo em termos de solos que está associado ao relevo e à cobertura vegetal. As principais classificações são: Cambissolos háplicos e húmicos, Argissolos vermelho-amarelo e Neossolos litólicos (Figuras 2 e 3).

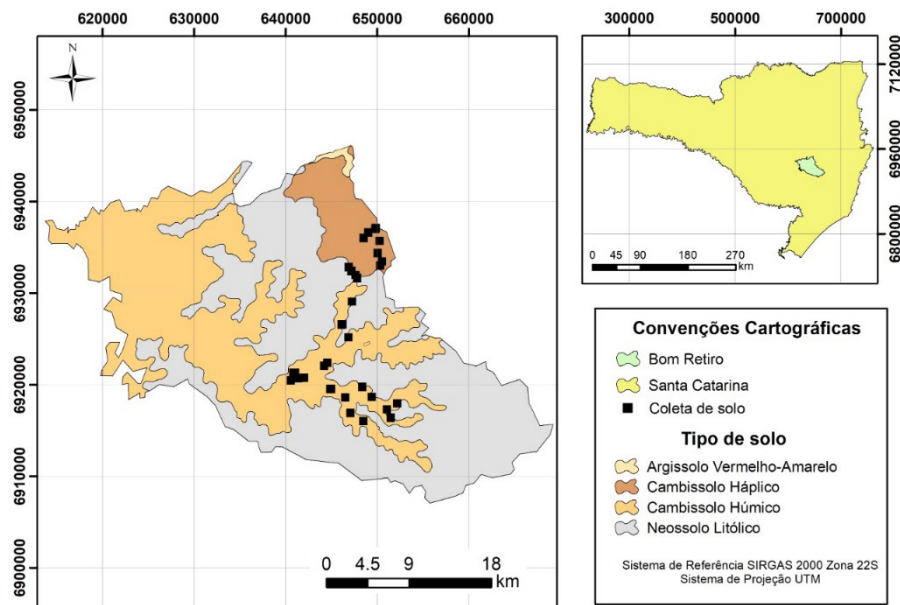


Figura 2 - Tipos de solo da área de estudo

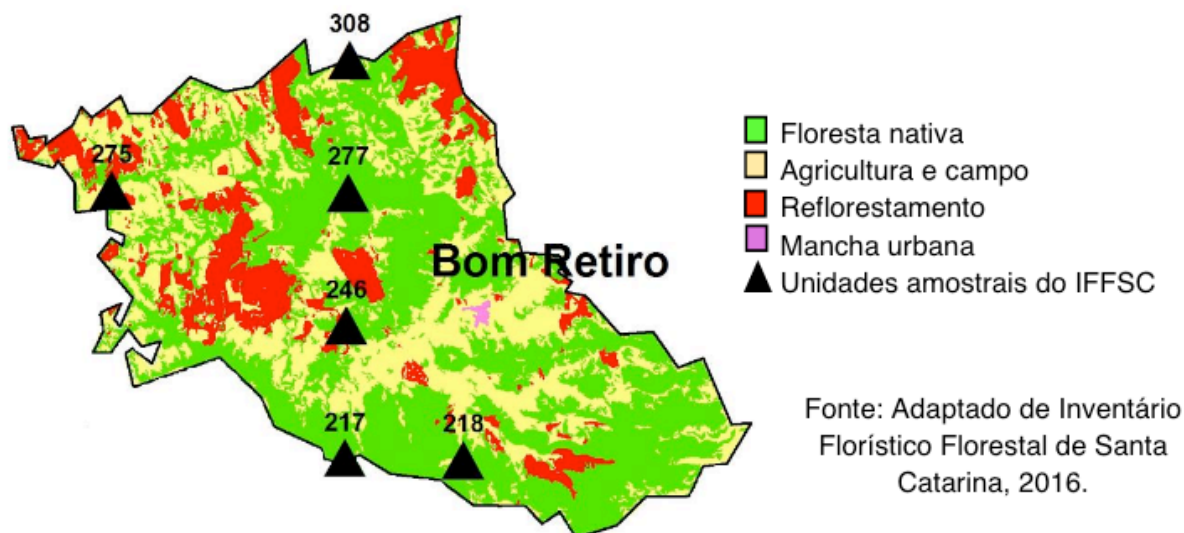


Figura 3- Uso e ocupação do solo do município de Bom Retiro, SC
 Fonte: Adaptado de Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina, 2016.

O relevo é constituído de superfícies onduladas e montanhosas e serra geral (ROCHA e MARIMON, 2014).

As massas de ar que atuam no estado de Santa Catarina são a tropical atlântica, polar atlântica, tropical continental e equatorial continental (OMETTO, 1981). O município inserido em área de interferência do clima mesotérmico úmido, com verão fresco, sem estação seca, com amplitude térmica entre inverno e verão.

Bom Retiro não possui uma estação menos chuvosa definida, as chuvas acontecem durante o ano todo. As estações são bem definidas, sendo que nos meses de junho e julho são registradas as menores temperaturas e em dezembro e janeiro as maiores. Em 2018, a mínima foi de -2°C e a máxima 34°C.

3 | METODOLOGIA

A área de estudo foi escolhida devido à localização das regiões produtoras de alimentos. As regiões da Santa Clara, Paraíso da Serra e Campo Novo (ST1, ST2, ST3 e S6 a S21) apresentam intenso plantio de milho para sustentar o gado leiteiro ou de corte, além disso, apresentam também cultivo de tomate e repolho. As regiões do Matador, Costão do Frade, Laranjeiras e Barbaquá (ST4, ST5, S22 a S35) se caracterizam pelo cultivo de cebola e milho, em diferentes épocas do ano.

Foi realizada coleta de solo em novembro de 2018. As cinco amostras de solos testemunhas, foram escolhidas em pontos estratégicos com o objetivo de caracterizar os variados tipos de solos de toda a área de estudo, dentro de regiões preservadas com pelo menos 10 metros de vegetação. Foram determinados os seguintes parâmetros físico-químicos: argila, silte, areia, matéria orgânica, pH, fósforo, potássio, alumínio, cálcio e magnésio, cuja metodologia está descrita em TEDESCO et al. (1995) e Klein (2008).

Coletou-se 35 amostras de solos há uma profundidade de 20 cm (ABNT, 2007). De todas as amostras, foi avaliado o potencial hidrogeniônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão do solo com água, 1:2,5 (DONAGEMA, 2011). Foram realizadas a digestão das amostras para a determinação da concentração dos metais Cu (cobre), Fe (ferro) e Zn (zinco), seguindo o método 3550 B, conforme orientação da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2012), com ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2) da marca Merck. As determinações dos metais no solo foram feitas em triplicata e uma amostra em branco para o controle de qualidade.

As amostras permaneceram resfriadas até a determinação dos metais, que foi realizada pelo método da chama direta de ar/acetileno, por Espectrofotômetro de Absorção Atômica de Fonte Contínua de Alta Resolução (ARFC EAA), marca Analytik Jena AG, modelo contrAA 700. Soluções padrões dos metais de interesse foram preparadas com curvas de calibração apropriadas, a partir de soluções estoque de referência.

Os resultados foram comparados com a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009), que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas com base em valores orientadores de referência de qualidade (VRP), de prevenção (VP) e investigação (VI), dividindo-os em quatro classes.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a análise granulométrica (Tabela 1), os solos testemunha ST1, ST2, ST3 e ST4, foram classificados como tipo 2, pois são solos de textura média, com 34,3, 16,3, 32,3 e 34,3% de argila, respectivamente. O ponto ST5 apresentou 14,3% de argila, portanto, pode-se observar que o solo é do tipo 1 com textura arenosa.

	Textura (%)		
	Argila	Areia	Silte
ST1	34,30	13,20	52,50
ST2	16,30	55,50	28,20
ST3	32,30	19,60	48,10
ST4	34,30	5,10	60,60
ST5	14,30	16,70	69,00

Tabela 1 - Granulometria dos solos testemunhas.

O pH dos solos apresenta valores ácidos entre 4,6 a 4,9. Em ambientes ácidos, os íons metálicos catiônicos se tornam mais móveis. A disponibilidade e mobilidade dos metais são controladas por processos químicos e bioquímicos como precipitação-dissolução, adsorção-dessorção, complexação-dissociação e oxidação-redução. Mas são também influenciadas pelo pH, processos biológicos e toxicidade do elemento e do ambiente (OLIVEIRA, 2014).

Como a área de estudo é caracterizada por índices pluviométricos representativos, os elementos alcalinos como o Ca^{2+} e o Mg^{2+} , são lixiviados pelas águas com CO_2 e são substituídos pelos íons H^+ , o que faz com que os solos desta região sejam ácidos (Figura 4).

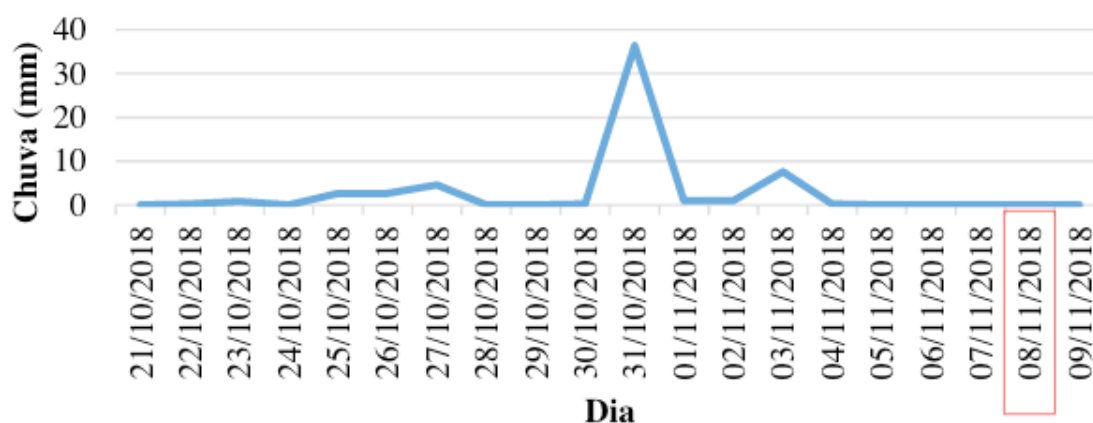


Figura 4 - Quantidade de chuva nos dias próximos à coleta

Fonte: Elaborado pela autora, com base nos dados fornecidos pela EPAGRI no ano de 2019.

A acidez representa a concentração de íons de hidrogênio no solo e a acidez potencial demonstra os íons H^+ adsorvidos em substâncias de trocas (RONQUIM, 2010). Os elementos N, P, K, Ca, Mg e S são macronutrientes, pois são absorvidos em maior quantidade pelas plantas do que os micronutrientes B, Zn, Cu, Fe, Mo, Cl e Mn (BARROS et al., 2008).

	pH	% M. O. (m/v %)	CTC _{pH 7} (cmol _c /dm ³)	Saturação de bases CTC _{pH 7} (%)
Solo T01	4,90	4,40	14,74	44,33
Solo T02	4,90	3,30	11,36	53,31
Solo T03	4,80	4,00	13,94	21,63
Solo T04	4,70	3,60	11,16	23,94
Solo T05	4,60	3,10	18,10	6,64

Tabela 2 - Análises físico-químicas dos solos testemunhas

As reações do solo são influenciadas pelo pH e interferem na estrutura, atividades de microrganismos, disponibilidade de nutrientes e solubilidade de minerais. O pH indica a quantidade de íons de hidrogênio presentes no solo. Solos com pH baixos possui muitos íons de H⁺ e poucos com Ca²⁺, Mg²⁺ e K⁺ adsorvidos nos coloides de troca. A quantidade de Al³⁺ e manganês é maior em solos ácidos. Faltando alguns micronutrientes e o pH baixo, deixa o alumínio muito disponível. O alumínio é parte predominante da argila caolinítica, que quando se decompõe libera Al³⁺, que pode ficar na forma trocável ou passar para a solução do solo. O processo de intemperismo libera íons Al³⁺ (Tabela 3) (OSAKI, 1991; RONQUIM, 2010).

	(m%)	Concentração das amostras
Muito baixo (não prejudicial)	<5	
Baixo (pouco prejudicial)	5-10	
Médio (medianamente prejudicial)	10,1-20	ST1 (13,8%) e ST2 (17,7%)
Alto (prejudicial)	20,1-45	
Muito alto (altamente prejudicial)	45	ST3 (47,2%), ST4 (60,2%) e ST5 (81,2%)

Tabela 3 - Classificação dos solos de acordo com a concentração de Alumínio

Fonte: Adaptado de OSAKI, 1991.

Os solos das amostras ST2 e ST5 possuem uma maior pré-disposição para lixiviação de íons catiônicos e de possíveis contaminantes, face apresentarem menores concentrações de argila, destacando-se a ST2 com mais de 50% de areia. A capacidade de troca catiônica (CTC) depende do tipo e quantidade de argila e da matéria orgânica presente, normalmente os solos menos intemperizados apresentam maiores valores de CTC. Solos mais ricos em matéria orgânica e CTC apresentam maior poder de tampão. Alguns solos tropicais tem um poder tampão reduzido, ou seja, uma menor capacidade de resistência a mudanças de pH (BARROS, 2008). As argilas coloidais, substâncias húmicas e os sesquióxidos de ferro e alumínio apresentam a superfície eletricamente carregadas e são os principais coloides responsáveis pela CTC dos solos tropicais. A adsorção é principalmente de cátions, por causa do maior número de cargas negativas dos coloides. Porém, alguns sítios com cargas positivas podem atrair ânions, principalmente nos óxidos de ferro e alumínio (RONQUIM,

2010; SILVA, 2018).

A CTC total de um solo é a quantidade de cátions retidos na superfície desses materiais em condição permutável (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , H^+ , Al^{3+}). É visto que, se a maior parte da CTC está preenchida por cátions essenciais como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , pode-se considerar um solo bom para a nutrição das plantas. Ao contrário de um solo com CTC ocupada por cátions de H^+ e Al^{3+} , onde os nutrientes essenciais podem ser lixiviados mesmo se inseridos por meio da adubação (RONQUIM, 2010; SBCS, 2016; SILVA, 2018).

O H^+ só é liberado da superfície de adsorção quando reage com hidroxilas, originando a água. A CTC efetiva desconsidera esse íon. Solos com CTC mais baixos indicam que possuem uma menor capacidade de retenção de cátions, por isso há uma maior perda por lixiviação (RONQUIM, 2010). Solos argilosos têm CTC superior aos solos arenosos. Uma menor retenção de água e maior lixiviação de cátions acontece em solos com altos teores de areia (BECEGATO, 2005). Os solos T01, T02, T03 e T04 são classificados como CTC_{pH 7,0} média (7,6 – 15,0). Já o solo T05, apresenta CTC_{pH 7,0} alta (15,1 – 30,0) (SBCS, 2016). Observa-se que o solo com menor quantidade de argila (ST5) apresenta a maior capacidade de troca catiônica em pH 7, isso pode ser justificado pelo fato deste solo possuir a maior concentração de alumínio das cinco amostras (5,2 cmolc/dm³), portanto o Al^{3+} está adsorvido por cargas negativas, ocupando a CTC (ZAMBROSI et al., 2007). Por isso, o solo 05 apresenta valores muito baixos de pH, K^+ e P e baixos de Ca^{2+} e Mg^{2+} . Isto está relacionado com a presença de alumínio na CTC, pois as cargas negativas dos colóides são neutralizadas pelo Al^{3+} e H^+ (RONQUIM, 2010; SBCS, 2016).

A soma de bases de um solo é a soma dos cátions permutáveis. A saturação por bases é a soma das bases trocáveis em porcentagem de CTC. Apenas o solo 2 pode ser considerado eutrófico, ou seja, fértil, pois possui uma saturação de mais de 50%. Os solos 1 e 3 são classificados como distróficos. Já os solos 04 e 05 apresentam a saturação em alumínio maior que 50%, por isso são classificados como solos álicos (SBCS, 2016).

Em solos agrícolas, diferente do que acontece nas matas, as bactérias aeróbias prevalecem e a acumulação de húmus é difícil. A matéria orgânica tem extrema importância para o CTC, podendo representar mais de 80% do valor total. Um solo rico em matéria orgânica apresenta altos valores de CTC total, mas sendo ácido, pode apresentar baixos valores de CTC efetiva. Se o solo perde MO, a CTC diminui (NUNES e REZENDE, 2015).

As amostras de solos apresentaram um teor médio 3,7% de matéria orgânica, sendo o solo 01 com 4,4% e o 05 com 3,1%. A matéria orgânica se decompõe mais rapidamente onde as temperaturas são elevadas. Segundo o Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, solos com uma concentração de matéria orgânica abaixo de 2,5% são considerados com baixa concentração, 2,6 a 5% com média concentração e maior que 5% alta concentração (SBSC, 2016).

Apesar de algumas amostras apresentarem concentrações de metais, nenhuma delas está acima do permitido pela legislação brasileira (BRASIL, 2009). A Tabela 4 apresenta a quantidade máxima permitida pela legislação.

Metais	Solo (mg/kg)	
	VR Prevenção	VR Investigação Agrícola
Cobre	60	200
Ferro(*)	-	-
Zinco	300	450

(*) Não possui valores máximos definidos na legislação.

Tabela 4 – Valores orientadores de metais para solos de acordo com a resolução CONAMA nº 420 de 2009

O ferro é um micronutriente essencial para as plantas, pois está envolvido em diversos processos essenciais como fotossíntese, respiração, fixação de nitrogênio, síntese de DNA e de hormônios (SAHRAWAT, 2004). Plantas com excesso de ferro, acumulam esse metal e apresentam amarelamento das folhas e escurecimento das raízes. Além disso, o ferro pode atrapalhar na absorção de outros nutrientes como Ca, K, Mg, P e Zn (SIQUEIRA-SILVA et al., 2012). O ferro é considerado um elemento secundário que constitui 0,005% do corpo humano, auxilia nas funções enzimáticas e faz parte da hemoglobina. Os níveis de ferro devem ser rigidamente regulados, pois embora haja muitas doenças, como a anemia, vinculadas à deficiência de ferro, o excesso também é muito tóxico ao corpo (TORTORA e DERRICKSON, 2016; SARKAR et al., 2018).

O intemperismo ocasiona a decomposição das rochas e pode ser físico, químico ou biológico. O intemperismo químico é influenciado principalmente pela ação da água. As reações químicas vão ocasionando transformações que desmancham o arranjo dos minerais. Um exemplo é o processo de oxidação que ocorre quando o ferro ferroso (Fe^{2+}) se combina com o oxigênio dissolvido na água para formar o ferro férrico (Fe^{3+}) dos óxidos e hidróxidos de ferro. A oxidação forma os óxidos de ferro, responsáveis pelas cores amareladas ou avermelhadas do solo. Outro exemplo, é o processo de redução, que é o inverso da oxidação (LEPSCH, 2016). No solo, a disponibilidade de ferro é influenciada por fatores como pH, matéria orgânica, equilíbrio nutricional, umidade e temperatura. O ferro se encontra mais disponível no solo quando o pH está entre 6 e 7 e quanto mais rico o solo é em matéria orgânica, provavelmente mais pobre é em ferro (ALEXANDRE et al., 2012).

EMBRAPA (2019) define que os solos tropicais podem ser classificados de quatro formas: hipoférricos (baixo teor de óxidos de ferro, menor do que 80g/kg), mesoférricos (80 a 180g/kg de solo), férricos (alto teor de óxidos de ferro, entre 180g/kg a 360g/kg), e os perférricos (muito alto, maior que 360g/kg). Como pode-se observar, a maioria dos solos coletados são classificados como férricos, apenas as amostras S13, S16 e S35 são classificadas como perférricos (Figura 5). Isso se deve ao fato de que o Brasil possui solos com altos teores de óxidos de ferro, os mais comuns são a hematita (cor vermelha dos solos) e a goethita (cor amarela). Os óxidos de ferro afetam a capacidade de troca catiônica

dos solos, pois atuam como agentes cimentantes. Além disso, os óxidos de ferro adsorvem metais pesados e fixam o fósforo no solo, deixando-o pouco disponível para as plantas. A legislação brasileira não estabelece limites de ferro no solo (BRASIL, 2009).

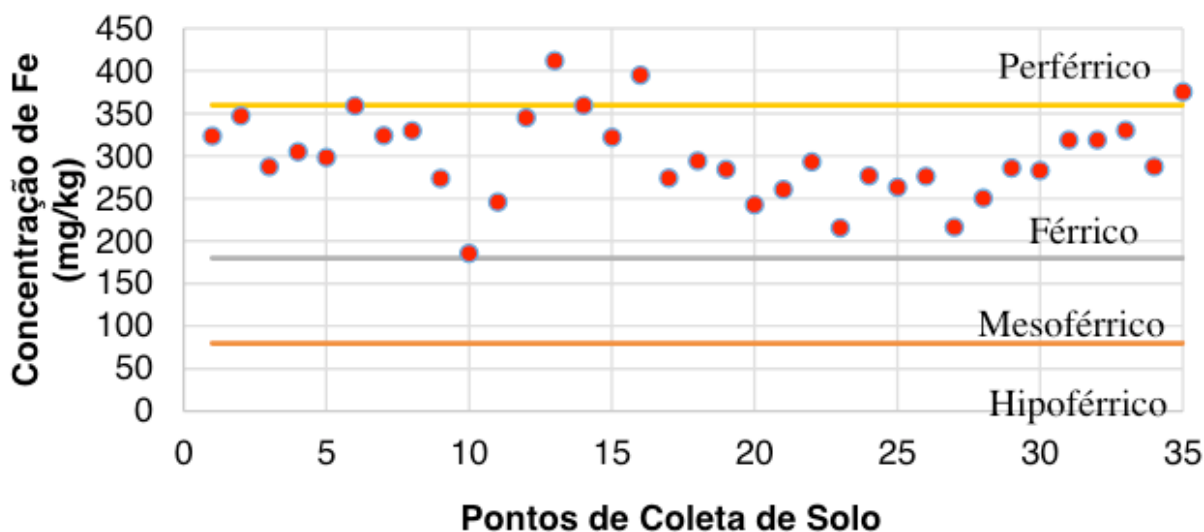


Figura 5—Concentração de ferro nas amostras de solo analisadas.

Pontos de Coleta de Solo

Desde a revolução verde, na década de 1960, o rendimento das culturas de grãos aumentou (GRASSINI, ESKRIDGE e CASSMAN, 2013). Porém, esse aumento na produção contribuiu para a diminuição da concentração de elementos essenciais como o zinco, por causa do efeito de diluição (SHEWRY, PELLNY e LOVEGROVE, 2016). Os solos arenosos, calcários, tropicais intemperizados, salinos, encharcados e argilosos pesados são os principais tipos de solos frequentemente associados à deficiência de zinco (ALLOWAY, GRAHAM e STACEY, 2008). A umidade do solo e o teor de matéria orgânica limitam a quantidade de Zn disponível ao sistema radicular das plantas (MARSCHNER, 2012; RENGEL, 2015).

O zinco tem diversas funções biológicas e fisiológicas no corpo humano. Está presente em cerca de 10% das proteínas do corpo, interage com enzimas, auxilia na formação do tubo neural, desempenha funções reguladoras, funcionais e estruturais (KREZEL e MARET, 2016). Quando ocorre a deficiência de zinco no corpo, vários problemas podem ser ocasionados, como retardo do crescimento, comprometimento do funcionamento cerebral, aumento da possibilidade de contrair doenças infecciosas, redução do desempenho físico e até problemas no parto (TERRIN et al., 2015). Estima-se que cerca de um terço da população mundial esteja com deficiência de zinco. Este número é mais elevado em crianças, que necessitam de muito zinco para o seu crescimento e desenvolvimento (WESSELLS e BOWN, 2012).

O zinco no solo está presente como cátion divalente Zn^{2+} . A disponibilidade de zinco no solo aumenta com a diminuição do pH, pois óxidos de alumínio e de ferro e carbonatos de cálcio são mais adsorvidos por minerais de argila em um pH maior. Porém, pH baixo em solos arenosos e intemperizados também podem ter a disponibilidade de zinco diminuída. A concentração de zinco diminui em 30 vezes para cada unidade de aumento do pH do solo

entre 5 e 7 (MARSCHNER, 2012; RENGEL, 2015).

A concentração de Zn em solos tropicais é, em média, 90 ppm, podendo variar de 10 a 300 ppm dependendo da composição geoquímica e do intemperismo (SBSC, 2016). Para que possa ser absorvido, o Zn deve estar na solução do solo como cátion divalente Zn^{2+} , onde as quantidades são muito baixas (0,002 a 0,7 mg/kg). A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2016) indica que solos com teores de zinco maiores que 60 mg/kg tendem a ser tóxicos para as plantas rasteiras e videiras.

Em todas as amostras de solo, foram encontradas baixas concentrações de Zn, e observa-se que as maiores foram detectadas nos pontos S32, S33, S34 e S35, onde são áreas associadas ao cultivo de cebola (Figura 6). Dois agrotóxicos amplamente utilizados na região de Bom Retiro possuem zinco na sua constituição. O Mancozebe ($C_4H_6N_2S_4Mn)_x (Zn)_y$ é um fungicida, sendo o segundo ingrediente ativo mais utilizado, com mais de seis mil quilos comercializados no município no ano de 2017, usado nas plantações de cebola, feijão, fumo, maçã, tomate e uva. Já o Propinebe é o quinto mais utilizado, com mais de quatro mil quilos comercializados em 2017, cuja fórmula molecular é $(C_5H_8N_2S_4Zn)_x$. Esse fungicida é utilizado principalmente nas culturas de cebola, maçã, tomate e uva, que são plantas características da região (ANVISA, 2018).

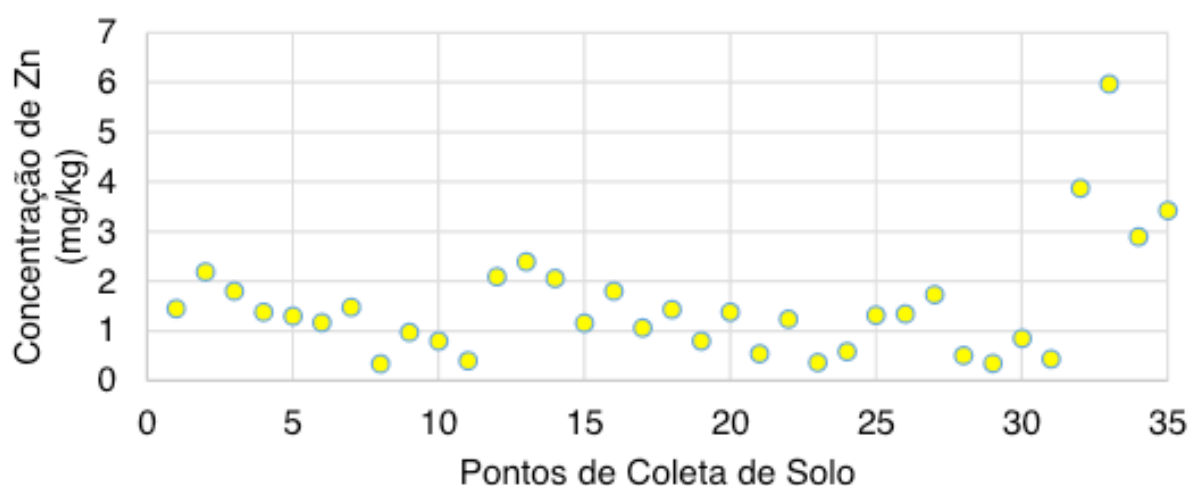


Figura 6—Concentração de zinco nas amostras de solo analisadas.

Muitos produtos que contêm zinco são usados na agricultura com diferentes propósitos. Alguns metais como zinco e cobre são adicionados à ração animal com o propósito de desenvolvimento e crescimento e são necessários para a função hormonal, reprodução, síntese de vitaminas, trabalho enzimático e desenvolvimento do sistema imunológico (YU et al., 2017). Porém, muitas vezes a suplementação alimentar extrapola a quantidade de minerais realmente necessária para a nutrição animal (AO e PIERCE, 2013). Com isso, muitos metais não são absorvidos pelo metabolismo e são excretados pelos animais (YU et al., 2017). Além disso, a alimentação dos animais pode conter outros metais tóxicos, como chumbo, arsênio, cádmio e mercúrio, que estão presentes naturalmente no ambiente ou são

liberados pela ação antrópica (BAMPIDIS, NISTOR e NITAS, 2013).

O cobre é um metal de transição com boa condução de eletricidade. No corpo humano, o cobre é essencial, auxiliando na fixação do ferro na hemoglobina do sangue e grandes quantidades são encontradas no fígado e no cérebro (KRAVCHENKO-DOVGA et al., 2018). Porém, o excesso de cobre pode provocar hepatite e distúrbios neurológicos e psiquiátricos (VASCONCELOS, 2012). A deficiência de cobre está associada com retardo de crescimento intrauterino e após o nascimento, o bebê pode apresentar defesa antioxidante, formação do tecido conjuntivo e produção energética (VUKELIC et al., 2012).

O cobre reage lentamente com o oxigênio atmosférico e não reage com a água (IUPAC, 2018). Na agricultura são utilizados muitos produtos que contêm cobre com diversos propósitos. O míldio da videira é controlado por meio da aplicação do fungicida Bordeaux, composta por CuSO_4 e $\text{Ca}(\text{OH})_2$, este composto é aplicado também em outras plantas como nas batatas (GISI et al., 2009). O CuSO_4 é também usado em pedilúvios para prevenir e curar a dermatite digital em ovelhas, prática proibida na União Europeia (THOMSEN et al., 2008). Tintas à base de cobre são utilizadas para prevenir o crescimento de microrganismos marinhos em redes na aquicultura (BURRIDGE et al., 2010).

Em solos com cultivo de frutíferas, principalmente a videira, após o uso de fungicida com Cu e Zn os metais se acumulam na camada superficial do solo. O zinco se acumula na fração mineral ou residual, de baixa mobilidade geoquímica e o cobre se acumula principalmente na fração orgânica (BRUNETTO et al., 2014; COUTO et al., 2014). Na solução do solo e na fração trocável também ocorre o acúmulo de Zn e Cu. Estas áreas possuem maior mobilidade, o que contribui para a poluição de águas superficiais, principalmente em solos arenosos e com pouca matéria orgânica (SBCS, 2016).

Nas amostras referentes aos pontos S02, S06, S12, S13, S14, S15 e S35 foram encontradas concentrações de Cu (Figura 7), cujos mesmos estão localizados em pontos inferiores de declividade. O solo S02 apresenta a menor concentração de cobre e está localizado em uma área com vegetação nativa, de mata ciliar. Os solos S06, S12, S13, S14 e S15 estão localizados próximos à mata ciliar, mas com cobertura de gramíneas. E o solo S35 também tem cobertura de grama e está localizado embaixo de uma plantação de cebola.

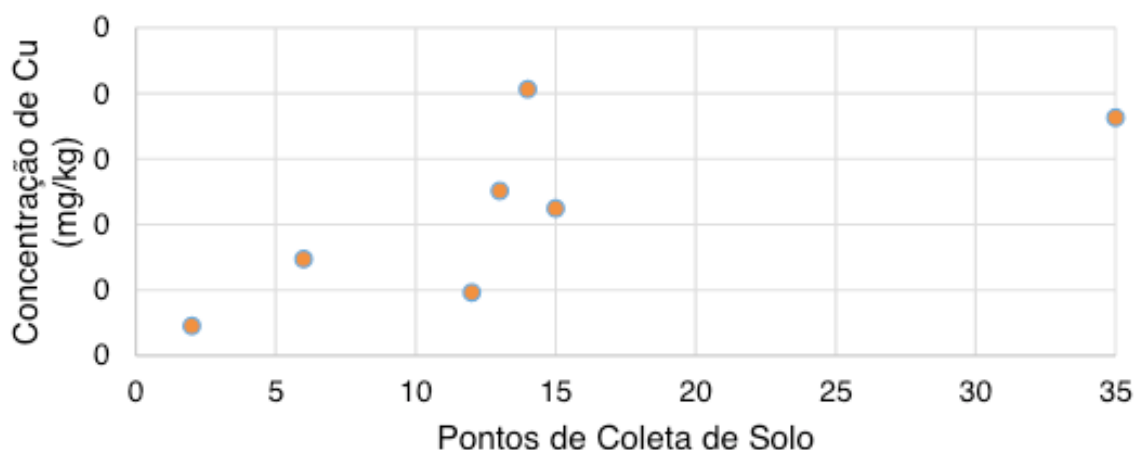


Figura 7—Concentração de cobre nas amostras de solo analisadas.

O oxiclreto de cobre $Cu_2Cl(OH)_3$ é um fungicida e bactericida que foi bastante utilizado no município de Bom Retiro nos anos de 2017 e 2018, principalmente nas culturas de tomate e uva (ANVISA, 2018). A Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2016) indica que a toxidez do cobre depende da constituição do solo, em solos argilosos teores entre 100 e 150 mg/kg se tornam tóxicos, já nos arenosos essa concentração é entre 30 e 60 mg/kg. Na área de estudo, as concentrações encontradas estavam muito abaixo desses valores.

A Tabela 5 mostra que as concentrações de Cu e Zn apresentaram elevada variabilidade, cujo coeficiente de variação está entre 61,02% e 76,07%, respectivamente.

	pH	Cu	Fe	Zn
Média	5,87	0,11	298,62	1,51
Mediana	5,65	0,11	293,10	1,32
Mínimo	4,37	0,02	185,33	0,34
Máximo	7,59	0,20	411,80	5,97
Desvio Padrão	0,94	0,07	49,98	1,15
Coeficiente de Variação (%)	16,08	61,02	16,74	76,07
Assimetria	0,28	0,21	0,09	2,10
Curtose	-1,07	-1,27	0,15	5,95

Tabela 5–Estatística descritiva dos parâmetros analisados.

Solos com altas concentrações de Cu e Zn, podem causar fitotoxicidade em vegetais. Além disso, esses elementos podem causar antagonismo, o que contribui para a diminuição da produtividade agrícola. Esses elementos são adicionados ao solo por causa do uso de fertilizantes e agrotóxicos, mas por outras fontes também, como mineração, tintas e resíduos urbanos e industriais (SBCS, 2016). A Tabela 6 mostra os teores médios de metais de alguns adubos orgânicos utilizados no Brasil.

Material orgânico	Cu	Zn
Cama de frango	2	3
Esterco sólido de bovinos	2	4
Desejo líquido de suínos	16	43
Composto de dejetos de suínos	270	600
Cinza de casca de arroz	8	89
Cinza de madeira	44	65
Composto de lixo urbano	96	490
Lodo de curtume	23	118
Vermicomposto	67	250

Tabela 6 – Teores médios de metais de alguns adubos orgânicos.

Fonte: SBCS, 2016.

Os calcários e gessos agrícolas também são fonte de metais em solos agrícolas. Elementos como o Cd e Pb são encontrados nesses materiais, mas geralmente em baixa concentração (<0,01%). O MAPA institui limite máximo de 20 mg/kg para Cu e 1000 mg/kg para Zn. Outros metais como Ni e Cr podem ser encontrados nesses produtos, mas não há limites estabelecidos. Porém, com o aumento do pH, eles podem contribuir para amenizar os impactos ambientais (BRASIL, 2006).

5 | CONCLUSÃO

A maioria das amostras de solos analisadas são ácidas, com alta concentração de alumínio ocupando a CTC e uma pré-disposição para a lixiviação de contaminantes. Como Bom Retiro caracteriza-se por diversas formações geológicas, a composição do solo também é bem variável e isso interfere na concentração de metais no solo.

Em nenhuma das amostras foi detectado concentrações de metais acima do permitido pela legislação. Mas é possível observar que as áreas de produção agrícola precisam de uma grande atenção devido à diversos fatores, dentre eles, a existência e persistência no meio de metais que podem se tornar tóxicos.

Todas as amostras foram classificadas como de classe I, segundo a resolução CONAMA 420/2009, portanto não se faz necessário a tomada de medidas específicas. Porém, sugere-se que o monitoramento deva continuar com outros trabalhos.

AGRADECIMENTOS

A FAPESC pelo aporte financeiro na forma de materiais de consumo para realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 15.492**, Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento, NBR 15492, 2007.

ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L.; SANTOS, T. D.; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. D.; EUTRÓPIO, F. J.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. **Natureza on line**, v. 10, n. 1, 2012.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Review: Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. **Chemosphere**, v.91, p.869-881, 2013.

ALLOWAY, B. J.; AYRES, D. C. **Chemical Principles of Environmental Pollution**, 2 ed. Ed. Chapman & Hall, New York, 1997.

ALLOWAY, B. J.; GRAHAM, R.; STACEY, S. Micronutrient deficiencies in Australian field crops: In Micronutrient deficiencies in global crop production. **Springer Netherlands**, p. 63–92, 2008.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York, John Wiley, 2010.

ALVARENGA, M. A. R. **Tomate: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia**, 2.a. ed.

UFLA: Lavras, 2013. 455 p.

ANVISA (AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA), 2018. **Regularização de Produtos – Agrotóxicos**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>>. Acesso em 10 abr. 2018.

AO, T.; PIERCE, J. The replacement of inorganic mineral salts with mineral proteinates in poultry diets. **World Poult. Sci. J.**, v. 69, p. 5-16, 2013.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.

BAMPIDIS, V. A.; NISTOR, E.; NITAS, D. Arsenic, cadmium, lead and mercury as undesirable substances in animal feeds. **Sci. Pap. Animal Sci. Biotechnol.**, v. 46, p. 17-22, 2013.

BARROS, Y. J. et al., Teores de metais pesados e caracterização mineralógica de solos do Cemitério Municipal de Santa Cândida, Curitiba (PR). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, 2008.

BECEGATO, V. A. **Aplicação de técnicas geofísicas e geoquímicas em duas glebas agrícolas no noroeste do estado do Paraná e suas relações com fertilizantes fosfatados**. 2005. 198 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.

BORTOLUZZI, C.A.; AWDZIEJ, J.; ZARDO, S. M. Geologia da Bacia do Paraná em Santa Catarina. In: **Textos Básicos de Geologia e Recursos Minerais de Santa Catarina**. Nº 1. Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina. Escala 1:500.000. Texto Explicativo e Mapa. Série Mapas e Cartas de Síntese. Nº 3. Seção Geologia. Florianópolis: DNPM, 1987.

BRASIL, 2006. Instrução Normativa Nº 27, de 5 de junho de 2006. **Estabelece os limites de concentrações máximas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidas nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes produzidos, importados ou comercializados**. D.O.U., 09/06/2006.

BRASIL, 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 420, de 04 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 30 dez. 2009.

BRUNETTO, G., et al., Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 60(5), 609-624. 2014.

BURRIDGE, L. et al., Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects. **Aquaculture**, v. 306, 2010.

COUTO, R. R. et al., Accumulation of copper and zinc fractions in vineyard soil in the mid-western region of Santa Catarina, Brazil. **Environmental earth sciences**, 73(10), 6379-6386. 2015

DONAGEMA, G. K. Manual de métodos de análise de solos — Dados eletrônicos. — Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2011. 230 p. — (Documentos / Embrapa Solos, ISSN 1517-2627.

EMBRAPA, 2018. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira**. Brasília, 2018.

EMBRAPA, 2019. Teor de óxidos de Ferro. Disponível em http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_49_2212200611552.html.

FAO. Food and Agriculture Organization. The state of food insecurity in the world: economic crises – impacts and lessons learned. Rome: FAO, 2009. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/012/i0876e/i0876e00.htm>>. Acesso em: 14 set. 2010.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Universidade Federal de Lavras UFLA. Fundação de Apoio ao Ensino, Pesquisa e Extensão – FAEPE Lavras – MG, 2005.

GARVEY, B.; TYFIELD, D.; MELLO, L. **Meet the New Boss: Same as the old boss? Tchnology, toil and tension in the agrofuel frontier**. In: New Technology, Work and Employment. P. 79-94, 2017.

GRASSINI, P.; ESKRIDGE, K.M.; CASSMAN, K. G. Distinguishing between yield advances and yield plateaus in historical crop production trends. **Nature Communications**, v. 4, 2013.

GISI, U.; SIEROTZKI, H.; COOK, A.; MCCAFFERY, A. Mechanisms influencing the evolution of resistance to Qo inhibitor fungicides. **Pest management science**, v. 58, n. 9, p. 859-867, 2009.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010. **IBGE Cidades**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 01 mai. 2018.

IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry. **Periodic Table of the Elements**. Disponível em: <<https://iupac.org/what-we-do/periodic-table-of-elements/>>. 1 dec. 2018.

JIANG, Y. et al., Functional groups of marine ciliated protozoa and their relationships to water quality. **Environmental Science and Pollution Research**, 20(8), 5272-5280, 2013.

KLEIN, V. A. **Física do solo**. Universidade de Passo Fundo, 2008. 212p.

KRAVCHENKO-DOVGA, Y. V.; KARPOVSKY, V. I.; DANCHUK, O. V. The role of the main characteristics of cortical processes in the regulation of exchanges of Cuprum. **Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies**, v. 20, n. 83, p. 295-298, 2018.

KREZEL, A.; MARET, W. The biological inorganic chemistry of zinc ions. **Archives of Biochemistry & Biophysics**, v. 11, p. 3–19, 2016.

LAKHERWAL, D. Adsorption of Heavy Metals: A Review. **International Journal of Environmental Research and Development**, v. 4, p. 41-48, 2014.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. Oficina de textos, 2016.

MAHAR, A. et al., Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.126, p.111–121, 2016.

MARSCHNER, P. **Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants**, 3rd edn. Academic Press, Elsevier, San Diego, CA, 2012.

NUNES, R. R.; REZENDE, M. O. O. (Org.). **Recurso solo: propriedades e usos**. São Carlos: Cubo, 2015.

OLIVEIRA, L. F. C. et al., Isotermas de sorção de metais pesados em solos do cerrado de Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 7, p. 776-782, 2010.

OLIVEIRA, L. F. C.; FREITAS, J. S.; GENEROSO, C. M.; FIA, R. Sorção de elementos traços em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 2, p. 288-301, 2014.

OMETTO, J. C. Bioclimatologia vegetal. São Paulo: Agronômica Ceres 1981. 440p.

OSAKI, M.; SHINANO, T.; TADANO, T. Redistribution of carbon and nitrogen compounds from the shoot to the harvesting organs during maturation in field crops. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37, n. 1, p. 117-128, 1991.

RENGEL, Z. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. **Journal of Soil Science & Plant Nutrition**, v. 15, p. 397–409, 2015.

RIBEIRO, M. A. C. **Contaminação do solo por metais pesados**. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Faculdade de Engenharia. Engenharia do Ambiente. Portugal. Lisboa, 2013.

ROCHA, A. F. **Cádmio, chumbo, mercúrio – A problemática destes metais pesados na saúde pública**. Faculdade de ciências da nutrição e alimentação. Universidade do Porto, Portugal, 2009.

ROCHA, I. O; MARIMON, M. P. C. (Org.). **Diagnóstico Socioambiental e Proposições de Planejamento Territorial: Alfredo Wagner e Bom Retiro (Santa Catarina)**. Florianópolis: Editora UDESC, 2014. 182 p.

RONQUIM, Carlos César. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2010.

SAHRAWAT, K. L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. **Journal Plant Nutrition**, v. 27, p. 1471-1504, 2004.

SALMAN, S.A.; ELNAZER, A.A.; NAZER, H.A.E. Integrated mass balance of some heavy metals fluxes in Yaakob village, south Sohag, Egypt. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 14 (5), 1011–1018, 2017.

SARKAR, J.; POTDAR, A. A.; SAIDEL, G. M. Whole-body iron transport and metabolism: Mechanistic, multi-scale model to improve treatment of anemia in chronic kidney disease. **PLoS computational biology**, v. 14, n. 4, 2018.

SHEWRY, P. R.; PELLNY, T. K.; LOVEGROVE, A. **Is modern wheat bad for health**, Nature Plants, v. 2, 2016.

SILVA, R. C. **Estudo comparativo da capacidade de adsorção de metais pesados por caulins modificados da Província Pegmatítica da Borborema**. Dissertação de Mestrado em Exploração Petrolífera e Mineral, PUC Goiás, 2018.

SIQUEIRA-SILVA, A. I.; A. I.; DA SILVA, L. C.; AZEVEDO, A. A.; OLIVA, M. A. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of resting subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO (SBCS). **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Núcleo Regional Sul: comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC, 2016.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. **Análise do solo plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p (UFRGS, Boletim Técnico, 5).

TERRIN, G. et al., Zinc in early life: a key element in the fetus and preterm neonate. **Nutrients**, v. 7, p. 10427–10446, 2015.

THOMSEN, W. J. et al., Lorcaserin, a novel selective human 5-hydroxytryptamine_{2C} agonist: in vitro and in vivo pharmacological characterization. **J Pharmacol Exp Ther**, v. 325, p. 577–587, 2008.

TORTORA, G. J.; DERRICKSON, B. **Corpo Humano: Fundamentos de Anatomia e Fisiologia**. Artmed Editora, 2016.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2012). **Basic information about chromium in drinking water**. Disponível em <<http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/chromium.cfm>>. Acesso em: 16 mar. 2018.

VASCONCELOS, P. D. S. **Monitoramento da Água de Diálise: Um Estudo de Caso em uma Clínica do Município de Recife**. Monografia (Especialização em Gestão de Sistemas e Serviços de Saúde) — Fundação Oswaldo Cruz — Centro De Pesquisas Aggeu Magalhães, 2012.

VUKELIĆ, J. et al., Variations of serum copper values in pregnancy. **Srp. Arh. Celok. Lek.**, v. 140 (1-2), p. 42-46, 2012.

WESSELLS, K. R.; BROWN, K. H. Estimating the global prevalence of zinc deficiency: results based on zinc availability in national food supplies and the prevalence of stunting. **PLoS ONE**, v. 7, 2012.

YU, Z; GUNN, L.; WALL, P.; FANNING, S. Antimicrobial resistance and its association with tolerance to heavy metals in agriculture production. **Food microbiology**, v. 64, p. 23-32, 2017.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. F. R; CAIRES, E. F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em Latossolo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, v. 66, n. 3, p. 487-495, 2007.

ZHANG, M.; ZHENG, S. Competitive Adsorption of Cd, Cu, Hg and Pb by Agricultural Soils of the Changjiang and Zhujiang Deltas in China. **Journal of Zhejiang University SCIENCE A**, Hangzhou, China, v. 8, p. 1808-1815, 2007.

QUALIDADE DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS NO SEMIÁRIDO DURANTE SECA PROLONGADA: UMA DISCUSSÃO PARA AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Data de aceite: 17/06/2020

Data de submissão: 14/03/2020

Daniele Jovem da Silva Azevêdo

Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia, Universidade Federal de Campina Grande. Acesso Professora Maria Anita Furtado Coelho, s/n, Sítio Olho d'Água da Bica, CEP: 58175-000, Cuité - Paraíba.
URL: <http://lattes.cnpq.br/1029923532957753>

José Fernandes Bezerra Neto

Departamento de Genética, Ecologia e Evolução/ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais
URL: <http://lattes.cnpq.br/2119361037657102>

Magnólia de Araújo Campos Pfenning

Unidade Acadêmica de Biologia e Química/ Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia, Universidade Federal de Campina Grande. Acesso Professora Maria Anita Furtado Coelho, s/n, Sítio Olho d'Água da Bica, CEP: 58175-000, Cuité - Paraíba.
URL: <http://lattes.cnpq.br/0904596179326111>

Evaldo de Lira Azevêdo

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba. Rua José Antônio da Silva, s/n, Jardim Oásis, CEP: 58.900-000, Cajazeiras - Paraíba.
URL: <http://lattes.cnpq.br/3480779112786432>

Wilma Izabelly Ananias Gomes

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Av. Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP: 58.429-500, Campina Grande – Paraíba.
URL: <http://lattes.cnpq.br/4039611720266531>

Joseline Molozzi

Departamento de Biologia/ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba. Av. Baraúnas, 351 - Universitário, CEP: 58429-500, Campina Grande - Paraíba.
URL: <http://lattes.cnpq.br/4277209620755163>

RESUMO: Ecossistemas de água doce estão entre os mais ameaçados do mundo, desse modo, o monitoramento da qualidade hídrica é essencial para garantir a manutenção do estado ecológico e serviços ecossistêmicos. Nosso objetivo foi avaliar a qualidade da água de reservatórios durante um período de seca prolongada. As coletas foram realizadas nos anos de 2014 (junho, setembro e dezembro) e 2015 (março), em seis reservatórios localizados na região semiárida do Brasil: Sabugí, P. Traíras, Cruzeta (rio Piranhas-Assu, estado do RN), Cordeiro, Sumé e Poções (rio Paraíba, estado da PB). Foram estabelecidos 141 pontos de amostragem ao longo da zona litorânea. As concentrações

de fósforo total, fosfato solúvel reativo, nitrogênio total e clorofila-*a* foram estimadas, além da transparência da água. O índice de estado trófico (IET) de Carlson, modificado por Toledo foi aplicado para determinação dos níveis de trofia nas águas. Diferenças significativas ($p \leq 0,05$) foram encontradas para os descritores ambientais e IET entre os reservatórios e períodos de amostragem. Com a redução do volume hídrico, houve um aumento no nível de degradação da água nos reservatórios, refletido pelas maiores concentrações de fósforo total, nitrogênio total e clorofila-*a*, além da redução na transparência da água. O aumento no estado trofia dos reservatórios pode ter sido influenciado pela redução drástica do volume hídrico, especialmente durante os períodos mais secos (dezembro e março), com maior valor do IET registrado no reservatório P. Traíras ($84,99 \pm 6,18$). O padrão encontrado deve ser considerado ainda mais a partir das projeções de aumento da temperatura global, fator que produzirá secas cada vez mais intensas e frequentes, podendo conduzir a processos gradativos de deterioração dos corpos hídricos e conseqüentemente perda de serviços ecossistêmicos, sobretudo em regiões mais secas (áridas e semiáridas).

PALAVRAS-CHAVE: Eutrofização; Bacias hidrográficas; Escassez da água; Volume hídrico.

WATER QUALITY IN SEMI-ARID RESERVOIRS DURING PROLONGED DROUGHT: A DISCUSSION FOR ASSESSMENT OF CLIMATIC CHANGES EFFECTS

ABSTRACT: Freshwater ecosystems are among the most threatened in the world; therefore, the monitoring of hydric quality is essential to guarantee the maintenance of ecological status and ecosystem services. Our aim was to assess water quality from reservoir during a prolonged period of drought. The sampling were performed in 2014 (June, September, and December) and 2015 (March), in six reservoirs located in semi-arid region of Brazil: Sabugí, P. Traíras, Cruzeta (Rio Piranhas-Assu state of RN), Cordeiro, Sumé and Poções (Rio Paraíba, state of PB). A total of 141 sampling sites were established along the littoral zone. The concentrations of total phosphorus, reactive soluble phosphate, total nitrogen and chlorophyll-*a* were estimated, in addition the transparency of the water was estimated using a Secchi disk. Trophic State Index (TSI) of Carlson, modified by Toledo was applied for determination of trophy level in the waters. Significant differences ($p \leq 0.05$) were found for the environmental descriptors and TSI among the reservoirs and sampling periods. With the reduction of water volume, there was an increase in the level of water degradation in reservoirs, reflected by higher concentrations of total phosphorus, total nitrogen and chlorophyll-*a*, besides the reduction in water transparency. The increase in the trophy state of the reservoirs may have been influenced by the drastic reduction of water volume, especially during the drier periods (December and March), with the highest value of TSI registered in the P. Traíras reservoir (84.99 ± 6.18). The pattern found should be considered even more from the projections of global temperature increase, this factor will produce increasingly intense and frequent droughts, which may lead to gradual deterioration of water bodies and consequent loss of ecosystem services, especially in the drier regions (arid and semi-arid).

KEYWORDS: Eutrophication; Watersheds; Water scarcity; Hydric volume.

1 | INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos continentais já são considerados os mais ameaçados do mundo, devido à rápida e frequente modificação do estado natural. As alterações mais frequentes estão relacionadas às mudanças nos padrões hidromorfológicos da bacia, homogeneização dos canais e adição de nutrientes, o que conseqüentemente altera a qualidade da água (TAN; GAN, 2015). A qualidade da água pode ser medida através das características físicas, químicas, morfológicas e hidrológicas nos mais variados ecossistemas aquáticos (p. ex., lagos, rios, águas de transição, ecossistemas artificiais ou corpos de água fortemente modificados, a exemplo dos reservatórios) (HEISKANEN et al., 2004).

Além das alterações antrópicas eventos climáticos extremos, a exemplo da seca, são capazes de alterar as condições do habitat e modelar o padrão de distribuição espacial da biodiversidade (ROLLS et al., 2016). Isso representa um alerta, pois de acordo com informações do Painel Intergovernamental sobre Mudança Climática (IPCC, 2014), o aquecimento global está de fato ocorrendo, sendo muitas mudanças observadas desde a década de 1950, como o aumento da temperatura atmosférica e dos oceanos. Além disso, acredita-se que as atividades antropogênicas sejam fortes direcionadores de alterações no sistema climático, como pelas emissões de gases de efeito estufa. Assim, as projeções são de que a temperatura atmosférica sofra aumento entre 1°C e 4°C até o ano 2100 (IPCC, 2014), alterando os padrões de precipitação em todo o mundo e conduzindo a longos períodos de chuvas reduzidas e secas supra-sazonais.

Os ecossistemas aquáticos situados em zonas áridas e semiáridas já estão frequentemente sujeitos a variações hidrológicas acentuadas, principalmente devido a características peculiares na região: baixa precipitação anual (400-800 mm) e altas taxas de evaporação (ALVARES et al., 2013), o que torna a rede hidrográfica predominantemente composta por rios e riachos intermitentes. O semiárido brasileiro é marcado pelo grande número de reservatórios que permitem a retenção da água para provimento de necessidades das populações humanas durante a seca, além do desenvolvimento de atividades de irrigação, piscicultura, industriais e lazer (AZEVEDO et al., 2017).

Apesar dos inúmeros benefícios, econômicos e sociais, promovidos pela construção de reservatórios, as atividades desenvolvidas, em muitos casos, não planejadas e alinhadas aos arredores desses sistemas e associadas aos eventos de seca prolongada na região, promovem efeitos sinérgicos que favorecem o processo de eutrofização artificial, com conseqüente perda da qualidade da água e comprometimento dos serviços ecossistêmicos locais e regionais. O principal objetivo do presente estudo foi avaliar a qualidade da água de reservatórios no semiárido durante um período de seca prolongada.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 *Área de Estudo e Design Amostral*

Este estudo foi realizado a partir de 6 reservatórios localizados nas bacias hidrográficas

do rio Piranhas-Assu, estado Rio Grande do Norte (Sabugí, Passagem das Traíras e Cruzeta), e do rio Paraíba, estado da Paraíba (Cordeiro, Sumé e Poções) (Tabela 1). Na bacia do rio Piranhas-Assu selecionamos 66 pontos de amostragem, enquanto na bacia do Rio Paraíba foram selecionados 75 pontos de amostragem. Todos os sites foram distribuídos ao longo da zona litorânea dos reservatórios, devido ao fato de ser a região onde se verifica maior influência da bacia de drenagem na entrada de material alóctone que favoreça o enriquecimento de nutriente no corpo aquático. As coletas foram realizadas em quatro períodos junho, setembro e dezembro (2014) e março (2015), período classificado pelas agências ambientais (Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte e Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba) como de seca prolongada na região.

Características/ Reservatórios	rio Piranhas-Assu			rio Paraíba		
	Sabugí	P. Traíras	Cruzeta	Cordeiro	Sumé	Poções
Localização geográfica	06°43'06"S 37°12'02"W	06°27'16"S 36°52'29"W	06°24'42"S 36°47'23"W	7°47'38.00"S 36°40'14.04" W	7°29'8"S 37°12'20"W	7°53'38"S e 37°0'30"W
Altitude (m)	187	196	231	480	500	596
Capacidade máxima aproximada (10 ⁶ m ³)	65	49	23	70	45	30
Ano de construção	1965	1994	1929	*	1953	1982
Principal utilização	Suprimento	Suprimento e irrigação	Suprimento e irrigação	Suprimento e irrigação	Suprimento e irrigação	Suprimento e irrigação
% Volume/período (10 ⁶ m ³)	Junho	Setembro	Dezembro	Março		
Sabugí	18	14	9	7		
P. Traíras	3	2	1	0.648		
Cruzeta	5	4	2	1		
Cordeiro	9	8	5	4		
Sumé	17	14	11	9		
Poções	6	5	3	2		

Tabela1. Dados dos reservatórios Sabugí, Passagem das Traíras, Cruzeta (rioPiranhas-Assu), Cordeiro, Sumé e Poções (rio Paraíba). *dados não disponíveis.

Fonte: Jovem-Azevêdo et al. (2019).

2.2 Descritores Ambientais

I) Hidrológicos

Dados e informações hidrometeorológicas e de cota/volume foram obtidos junto a Gerência Executiva de Monitoramento e Hidrometria da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba/SECTMA (AESA) e do Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte (SEMARH).

II) Variáveis Físicas e Químicas da Água

Em cada ponto de amostragem a transparência da água foi avaliada com base no desaparecimento do disco de Secchi. Além disso, um litro de água foi coletado na sub-superfície para determinação dos teores de nitrogênio total, fósforo total e fosfato solúvel reativo, acordo com *Standart Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA,

2005). Para a análise da concentração de clorofila-*a* na coluna d'água, as amostras foram filtradas em um volume de 250 ml, sendo posteriormente realizada maceração dos filtros (Millipore AP45) e extração em acetona fria 90%, conforme método descrito por Lorenzen (1967).

III) Índice de Estado Trófico

A classificação trófica foi obtida a partir da aplicação do índice de estado trófico (IET) proposto por Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983). O valor final do índice de estado trófico é calculado a partir de sub-índices: IET do fósforo, IET do fosfato solúvel reativo, IET da clorofila-*a* e IET da transparência da água (esse último com base nos valores obtidos com o disco de Secchi). Ao final, três categorias são consideradas para a classificação do nível de trofia: $IET < 44$ = oligotrófico; $44 < IET < 54$ = mesotrófico; e $IET > 54$ = eutrófico.

2.3 Análise de Dados

Para avaliar as diferenças dos descritores ambientais entre os reservatórios, períodos de coleta e bacias hidrográficas foi realizada *Permutational Multivariate Analysis of Variance* (PERMANOVA). Os dados ambientais foram previamente analisados através da série bivariada de Spearman (Draftsman plot) e todas variáveis aqui analisadas foram transformados em $\log(x+1)$ devido a distribuição não-normal e posteriormente normalizadas (ANDERSON et al., 2008). Para avaliar as diferenças no nível de trofia, uma série de PERMANOVA's univariadas foram aplicadas (Distância Euclidiana; 9999 permutações), considerando os mesmos fatores empregados para os descritores ambientais. Essa análise foi realizada utilizando o programa Primer 6 + Permanova. Para visualizar a distribuição dos condicionantes químicos da água entre os reservatórios e períodos de amostragem, gráficos de Box Plots foram construídos considerando a média e desvio padrão e *outliers* dos condicionantes. Os gráficos foram construídos a partir do software estatístico R (The R Development Core Team, 2016), usando o pacote *vegan*. Por fim, analisamos também a tendência de flutuação da condição trófica dos reservatórios ao longo do período de redução do volume hídrico.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diferenças significativas entre as variáveis ambientais analisadas ocorreram tanto para os reservatórios (PERMANOVA: Pseudo- $F_{5,477} = 20,46$; $p = 0,0001$), quanto para os períodos (Pseudo- $F_{3,477} = 26,53$; $p = 0,0001$) e bacias hidrográficas (Pseudo- $F_{1,477} = 13,92$; $p = 0,0001$).

Em junho de 2014 as maiores concentrações de fósforo total ocorreram nos reservatórios da bacia do rio Piranhas-Assú: Cruzeta ($238,73 \mu\text{g/L} \pm 19,26$), Traíras ($187,25 \mu\text{g/L} \pm 18,72$) e Sabugí ($68,85 \mu\text{g/L} \pm 12,68$), e as menores concentração nos reservatórios da bacia do rio Paraíba, Poções ($83,87 \mu\text{g/L} \pm 22,71$), Sumé ($82,54 \mu\text{g/L} \pm 18,85$) e Cordeiro ($50,90 \pm 20,94$). Com a redução do volume hídrico (setembro) maiores concentrações de fósforo total ocorreram nos reservatórios Poções ($250,29 \mu\text{g/L} \pm 301,42$), Traíras ($209,03 \mu\text{g/L} \pm 91,43$) e Cruzeta ($129,03 \mu\text{g/L} \pm 37,58$). Enquanto em dezembro as maiores concentrações

foram observadas nos reservatórios Passagem das Traíras ($656,88 \mu\text{g/L} \pm 282,26$), Poções ($412,66 \mu\text{g/L} \pm 280,87$) e Cruzeta ($400,44 \mu\text{g/L} \pm 296,72$). No período em que foi registrado o menor volume hídrico (março), as maiores concentrações foram registradas no reservatório Passagem das Traíras ($411,83 \mu\text{g/L} \pm 84,42$) e Poções ($481,01 \mu\text{g/L} \pm 347,71$) (Figura 1A-D).

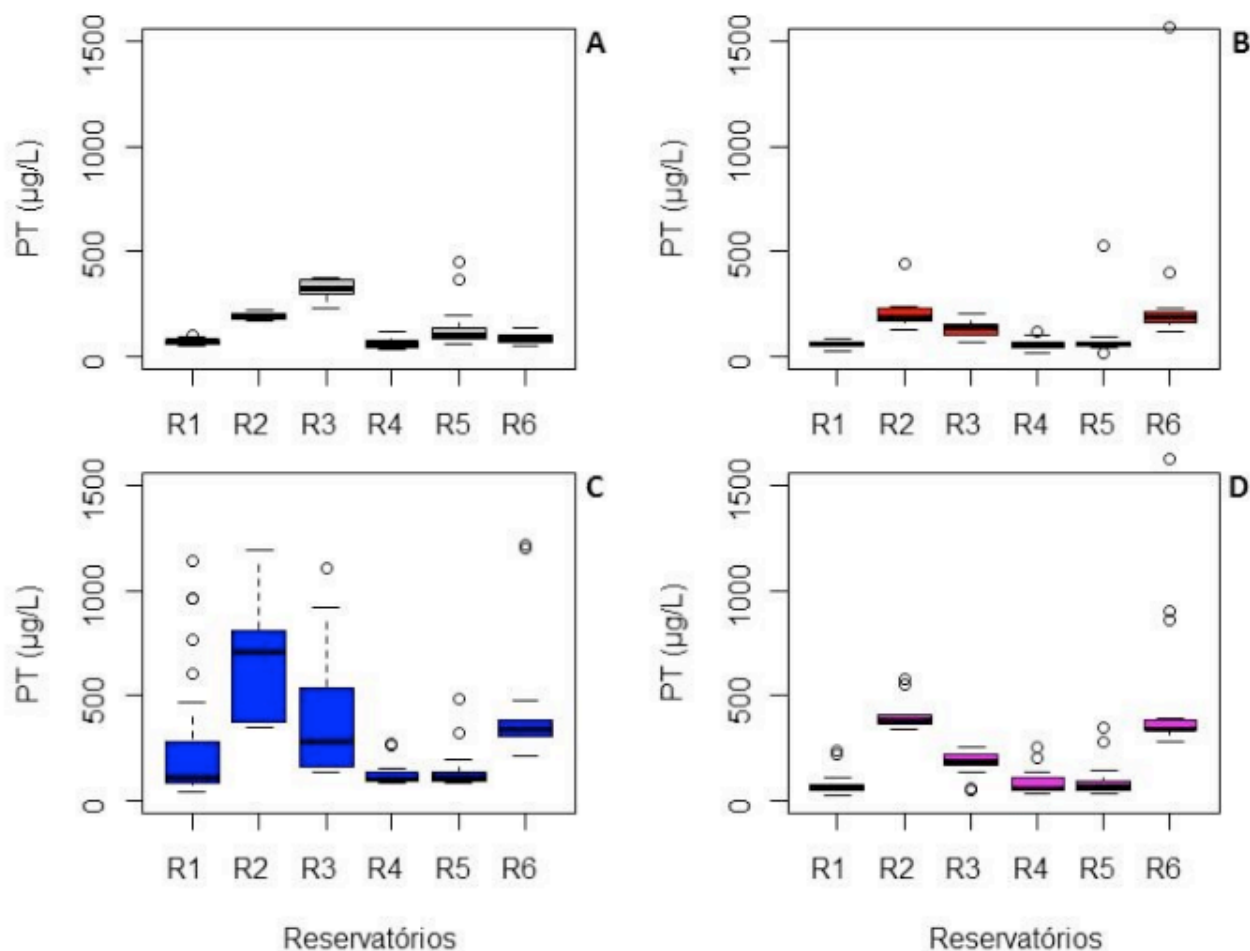


Figura 1: Concentração de fósforo total (PT) nos reservatórios Sabugí (R1), P. Traíras (R2), Cruzeta (R3) (rio Piranhas-Assu) Cordeiro (R4), Sumé (R5) e Poções (R6) (rio Paraíba), semiárido do Brasil. Sendo: A = concentração de PT em junho; B = setembro; C = dezembro e D = março; Linhas horizontais = valores médios; Barras verticais = desvio padrão; Círculos = valores extremos no conjunto de dados (*outliers*).

Fonte: Própria pesquisa

Em relação ao nitrogênio total, em junho foram registradas as menores concentrações do período. Assim como observamos na dinâmica do fósforo total, os maiores níveis de nitrogênio total das águas ocorreram durante o período em que o volume hídrico foi mais baixo (março), sendo os maiores valores registrados nos reservatórios Poções ($560,09 \mu\text{g/L} \pm 214,09$), Traíras ($246,42 \mu\text{g/L} \pm 71,90$) e Cordeiro ($221,11 \mu\text{g/L} \pm 184,18$) (Figura 2A-D).

O fósforo total é um importante indicador do processo de eutrofização dos corpos aquáticos, sendo sua concentração, juntamente com o nitrogênio determinante para o crescimento algal e para as florações de cianobactérias (COSTA et al., 2016). Apesar das concentrações de fósforo total terem reduzido durante o período de menor volume hídrico (março) observamos que houve uma inversão na concentração de nutrientes, onde, neste

mesmo período, o nitrogênio total foi o nutriente de maior concentração na coluna d'água. Este nutriente representa o nitrogênio orgânico disponível e o nitrogênio amoniacal, podendo o aumento deste ser associado ao input de material orgânico rico em nitrogênio, advindo principalmente de fontes relacionados a compostos nitrogenados utilizados na agricultura (WITHERS et al., 2014). Em reservatórios no semiárido, quando o volume hídrico reduz, frequentemente a ocupação com plantações agrícolas ou pastagens é verificada junto a zona de inundação para fins de otimização no processo de irrigação, o que favorece o enriquecimento de nutrientes nesses ecossistemas.

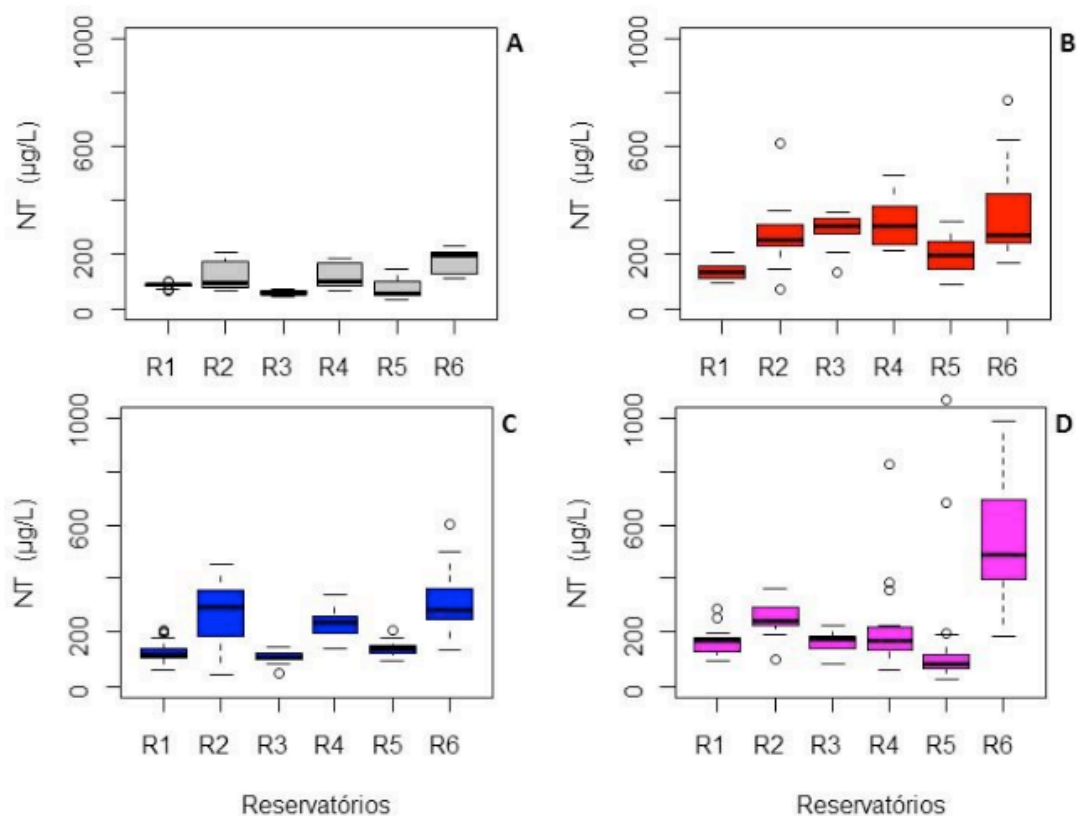


Figura 2: Concentração de nitrogênio total (NT) nos reservatórios Sabugí (R1), P. Traíras (R2), Cruzeta (R3) (rio Piranhas-Assu) Cordeiro (R4), Sumé (R5) e Poções (R6) (rio Paraíba), semiárido do Brasil. Sendo: A = concentração de NT em junho; B = setembro; C = dezembro e D = março; Linhas horizontais = valores médios; Barras verticais = desvio padrão; Círculos = valores extremos no conjunto de dados (*outliers*).

Fonte: Própria pesquisa

Semelhantemente ao que observamos para as concentrações de fósforo e nitrogênio, nosso conjunto de dados mostra que as concentrações de clorofila-*a* flutuam na mesma tendência. Maiores concentrações de clorofila-*a* em junho ocorreram nos reservatórios de Poções ($108,91 \mu\text{g/L} \pm 63,69$) e P. Traíras ($41,34 \mu\text{g/L} \pm 8,87$). Redução nas concentrações de clorofila-*a* ocorreram em setembro para todos os reservatórios estudados, assim como encontramos para as concentrações de fósforo. Em dezembro e março, períodos em que registramos os menores volumes hídrico, as concentrações de clorofila-*a* voltaram a aumentar, com o maior valor registrado no reservatório P. Traíras em ambos os meses ($189,61 \mu\text{g/L} \pm 55,14$ e $263,05 \mu\text{g/L} \pm 124,96$, respectivamente) (Figura 3A-D).

Os reservatórios com maior concentração de clorofila-*a* foram também os que estiveram associados aos menores valores de transparência da água. No período em que os reservatórios estiveram com maior volume hídrico (junho), as águas foram mais transparentes no reservatório Cordeiro ($0,76 \text{ m} \pm 0,15$). Durante o do período de estudo houve redução gradativa na transparência da água, sendo encontrados os menores valores de transparência durante o período em que os reservatórios estiveram mais secos (março), especialmente no reservatório P. Traíras ($0,13 \text{ cm} \pm 0,02$) (Figura 4A-D).

A associação entre as concentrações de clorofila-*a* e a transparência da água são frequentemente associadas devido à relação linear que estes parâmetros apresentam, sendo as concentrações de clorofila-*a* indicado como um fator de verificação no nível de produção primária e biomassa fitoplanctônica. Corpos de água eutróficos frequentemente apresentam alta taxa de produção primária, refletidos pela concentração de clorofila-*a*, o que também está associado ao alto percentual de material orgânico suspenso (células fitoplanctônicas) que impedem a penetração de luz na coluna com maior coeficiente de atenuação (menor transparência). O declínio nas concentrações de clorofila-*a*, mesmo com a redução no volume hídrico dos reservatórios, pode estar associado com o estágio de senescência da comunidade, no qual os fitopigmentos diminuem e há aumento dos produtos de degradação celular (feopigmentos e carotenoides) (SATHISH et al., 2020).

Considerando os níveis de estado trófico dos reservatórios durante o período estudado, verificamos que em junho os reservatórios Sabugí ($52,60 \pm 3,64$) e Cordeiro ($51,84 \pm 8,33$) foram os únicos classificados como mesotróficos, todos os demais foram eutróficos (Cruzeta $74,29 \pm 1,80$, Sumé $61,93 \pm 6,42$ e Poções $62,14 \pm 6,28$). Em setembro o reservatório Sabugí foi classificado como oligotrófico ($43,98 \pm 4,98$), enquanto Cordeiro ($48,41 \pm 7,90$) e Sumé ($50,57 \pm 4,97$) como mesotróficos, e P. Traíras ($64,72 \pm 5,80$), Poções ($62,72 \pm 3,72$) e Cruzeta ($58,96 \pm 5,20$) como eutróficos. Nosso conjunto de dados mostra que em dezembro, ocorreu aumento da trofia em todos os reservatórios, assim todos foram classificados como eutróficos, sendo o maior observado em P. Traíras ($84,99 \pm 6,18$). Em março alguns reservatórios foram classificados como mesotróficos, como Sumé ($45,82 \pm 11,25$), Sabugí ($50,73 \pm 4,77$), e os demais eutróficos, com maior nível e trofia sendo registrado no reservatório Poções ($78,20 \pm 2,74$) (Figura 5). O IET foi diferente significativamente entre os reservatórios (PERMANOVA: Pseudo- $F_{4,477} = 139,64$; $p = 0,0001$) e períodos amostrais (Pseudo- $F_{3,477} = 70,53$; $p = 0,0001$), mas não entre as bacias hidrográficas (Pseudo- $F_{1,477} = 2,13$; $p = 0,14$).

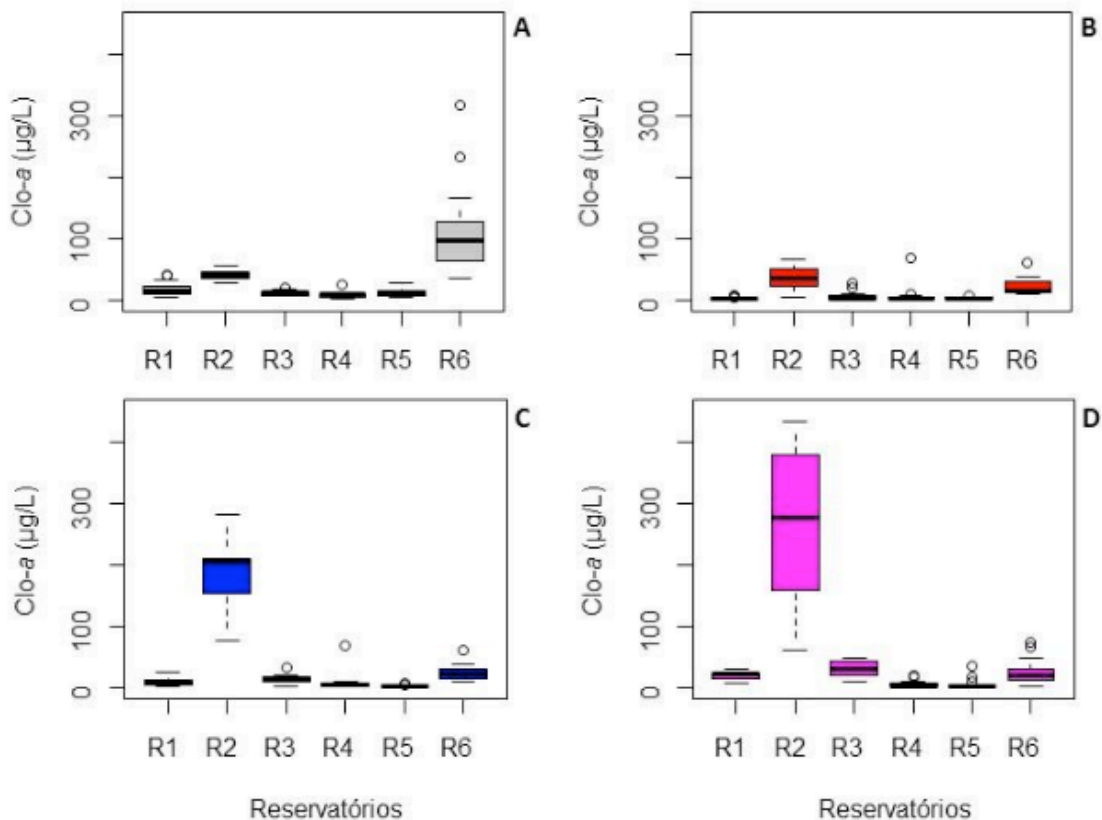


Figura 3: Concentração de clorofila-a (Clo-a) nos reservatórios Sabugí (R1), P. Traíras (R2), Cruzeta (R3) (rio Piranhas-Assu) Cordeiro (R4), Sumé (R5) e Poções (R6) (rio Paraíba), semiárido do Brasil. Sendo: A = concentração de Clo-a em junho; B = setembro; C = dezembro e D = março; Linhas horizontais = valores médios; Barras verticais = desvio padrão; Círculos = valores extremos no conjunto de dados (*outliers*).

Fonte: Própria pesquisa

O volume dos reservatórios reduziu drasticamente durante os quatro períodos analisados. Contudo, os menores volumes hídricos foram registrados no reservatório P. Traíras (1,3%), Cruzeta (5,65%), Cordeiro (5,8 %) e Poções (6,7%) (Figura 5). Nosso conjunto de dados mostra que a redução no volume hídrico foi acompanhada do aumento na concentração de fósforo e clorofila-a, assim como redução da transparência, o que conduz a uma condição eutrófica nesses corpos aquáticos (Figura 5), o que conseqüentemente reduz a qualidade da água. Esse panorama é preocupante quando consideramos as mudanças climáticas e previsões do IPCC, pois o aumento da temperatura trará conseqüências para o regime pluviométrico nas regiões, sobretudo áridas e semiáridas, assim como aumento nas taxas de evaporação e residência da água, sendo desse modo esperado um quadro de alta deterioração da qualidade hídrica, comprometendo sobretudo os serviços ecossistêmicos.

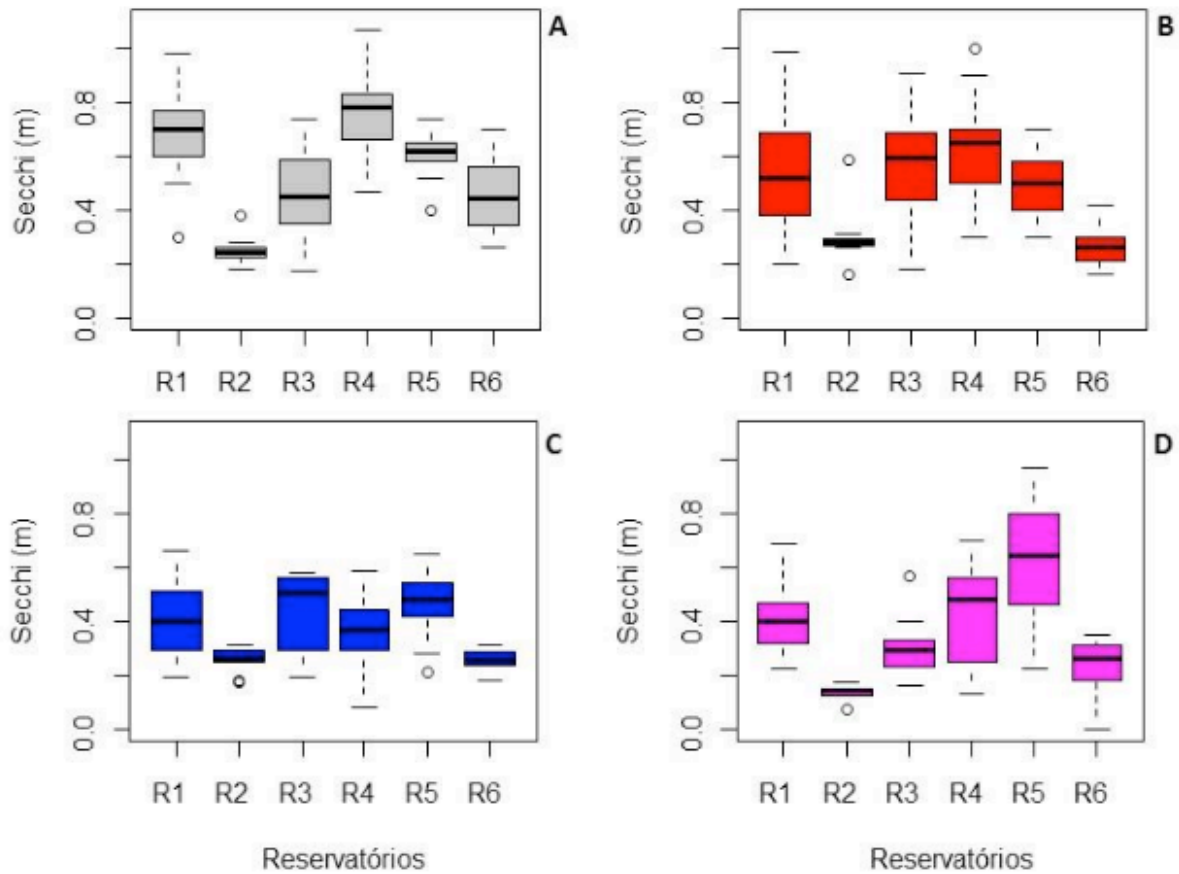


Figura 4: Transparência (Secchi) nos reservatórios Sabugí (R1), P. Traíras (R2), Cruzeta (R3) (rio Piranhas-Assu) Cordeiro (R4), Sumé (R5) e Poções (R6) (rio Paraíba), semiárido do Brasil. Sendo: A = valores de Secchi em junho; B = setembro; C = dezembro e D = março; Linhas horizontais = valores médios; Barras verticais = desvio padrão; Círculos = valores extremos no conjunto de dados (*outliers*).

Fonte: Própria pesquisa

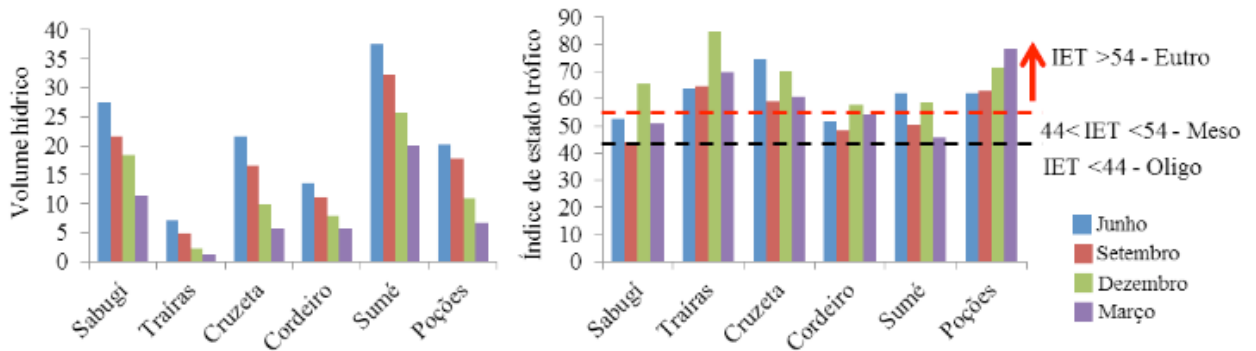


Figura 5. Variação temporal e espacial do volume hídrico (%) e estado trófico dos reservatórios estudados no semiárido do Brasil. Onde: IET = Índice de estado trófico; Eutro = eutrófico; Meso = mesotrófico e Oligo = oligotrófico.

4 | CONCLUSÕES

A análise da água dos reservatórios frente a um período prolongado de estiagem nos permite concluir que os reservatórios estudados estão submetidos a um elevado estado de degradação da qualidade da água, sendo o estado de trofia influenciado pela redução drástica do volume hídrico durante todo o período analisado. Desse modo, políticas efetivas

de gestão de recursos hídricos devem ser implementadas como forma preventiva da manutenção da qualidade da água como uma questão associada à saúde pública. Este panorama preventivo deve ser considerado muito mais pelas mudanças no clima, as quais produzirão efeitos acentuados que conduzirão a processos gradativos de deterioração dos corpos hídricos, sobretudo em regiões áridas e semiáridas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da pesquisa através do projeto CNPq/MCTI 446721/2014-0, que resultou na elaboração deste trabalho; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de Pós-Doutorado Júnior (processo 88887.374939/2019-00) a DJA e bolsa de produtividade (processo 302393/2017-0) a JM.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, M.J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **Permanova + for Primer: Guide to Software and Statistical Methods**. Primer-E Ltd, Plymouth, 2008.

APHA, A., 2005. WEF, 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater.

AZEVEDO, E. L.; ALVES, R. R. N.; DIAS, T. L. P.; MOLOZZI, J. How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change? **Environmental monitoring and assessment**, v. 189, n. 8, p. 375-392, 2017.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

COSTA, M. R. A.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Effects of water level reduction on the dynamics of phytoplankton functional groups in tropical semi-arid shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 778, p. 75-89, 2016.

HEISKANEN, A. S.; VAN DE BUND, W.; CARDOSO, A. C.; NOGES, P. Towards good ecological status of surface waters in Europe-interpretation and harmonisation of the concept. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 7, p. 169-177, 2004.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2014). **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

JOVEM-AZEVEDO, D.; BEZERRA-NETO, J. F.; AZEVEDO, E. L.; GOMES, W. I. A.; MOLOZZI, J. Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. **Journal of arid environments**, v. 164, p. 12-22, 2019.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and oceanography**, v. 12, p. 343-346, 1967.

ROLLS, R. J.; HEINO, J.; CHESSMAN, B. C. Unravelling the joint effects of flow regime, climatic variability

and dispersal mode on beta diversity of riverine communities. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 8, p. 1350-1364, 2016.

SATHISH, K.; PATIL, J. S.; ANIL, A. C. Phytoplankton chlorophyll-breakdown pathway: Implication in ecosystem assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 258, p. 109989, 2020.

TAN, X.; GAN, T. Y. Contribution of human and climate change impacts to changes in streamflow of Canada. **Scientific reports**, v. 5, n. 1, p. 1-10, 2015.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. **Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais**. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 1983. Camburiú. Camburiú: UFSC. p. 1-34, 1983.

WITHERS, P. J. A.; NEAL, C.; JARVIE, H. P.; DOODY, D. G. Agriculture and eutrophication: where do we go from here? **Sustainability**, v. 6, n. 9, p. 5853-5875, 2014.

QUALIDADE DA ÁGUA ESCOADA POR MÓDULOS DE TELHADOS VERDES COM DIFERENTES COMPOSIÇÕES DE VEGETAÇÃO

Data de aceite: 17/06/2020

Thaís Camila Vacari

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso – IFMT Cuiabá - MT

Zoraidy Marques de Lima

Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos
Cuiabá - MT

Eduardo Beraldo de Moraes

Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Cuiabá - MT

RESUMO: Os telhados verdes instalados nos topos das edificações têm sido usados para reduzir o volume do escoamento superficial e diminuir os efeitos da poluição urbana. A avaliação da qualidade da água escoada por essas estruturas verdes e os possíveis impactos das mesmas tem sido de grande interesse na última década. Neste estudo, a qualidade das águas pluviais captadas

e escoadas por módulos experimentais de telhados verdes com diferentes vegetações foi avaliada no município de Cuiabá, MT, Brasil. Para isso foram construídos três diferentes módulos de telhados verdes que continham uma gramínea, uma herbácea e um consórcio entre as duas plantas. Outro módulo que simulou um telhado convencional também foi avaliado. Na água captada dos telhados foram analisadas catorze variáveis de qualidade. Observou-se que as águas escoadas pelos telhados verdes apresentaram maiores valores de cor verdadeira, turbidez e sólidos totais, consequência da presença do substrato nesse tipo de estrutura. Os valores de DBO, bactérias heterotróficas e fungos cultiváveis não mostraram diferenças entre telhado convencional e telhados verdes. Os valores de coliformes totais na água escoada pelos telhados verdes foram superiores ao do telhado convencional, uma vez que essas bactérias ocorrem naturalmente no substrato e plantas. Por outro lado, a água escoada pelo telhado convencional apresentou maior quantidade de *Escherichia coli*, decorrente da contaminação desse telhado por fezes de animais de sangue quente, como pássaros, roedores, entre outros. Os telhados verdes atuaram como produtores de todos os nutrientes analisados (sulfato, nitrogênio

amoniaco, nitrato e ortofosfato), com exceção para o telhado com herbácea que atuou como sumidouro de ortofosfato.

PALAVRAS-CHAVE: Infraestrutura Verde, Poluição da Água, Nutrientes, Gramínea, Herbácea.

RUNOFF WATER QUALITY FROM GREEN ROOFS MODULES WITH DIFFERENT VEGETATION COMPOSITION

ABSTRACT: The green roofs installed on the tops of buildings have been used to reduce the volume of runoff and minimize the effects of urban pollution. The evaluation of the quality of the water drained by these green structures and their possible impacts has been of great interest in the last decade. In this study, the quality of rainwater collected and drained by green roof experimental modules with different vegetation was evaluated in the Cuiabá city, MT, Brazil. Thus, three different green roof modules containing grass, herbaceous, and intercropping of the two plants were built. Another module that simulated a conventional roof was also evaluated. Fourteen quality variables were analyzed in the water collected from the roof modules. It was observed that the water drained by the green roofs presented higher values of true color, turbidity, and total solids, a consequence of the presence of the substrate in this type of structure. The values of BOD, cultivable heterotrophic bacteria, and cultivable fungi showed no difference between conventional roof and green roofs. The values of total coliforms in the water drained by the green roofs were higher than those of the conventional roof since these bacteria occur naturally in the substrate and plants. On the other hand, the water drained from the conventional roof presented the higher amount of *Escherichia coli*, due to the contamination of that roof by the feces of warm-blooded animals, such as birds, rodents, among others. The green roofs acted as a source of all the analyzed nutrients (sulfate, ammoniacal nitrogen, nitrate, and orthophosphate), except for the herbaceous roof that acted as an orthophosphate sink.

KEYWORDS: Green Infrastructure, Water Pollution, Nutrients, Grass, Herbaceous.

1 | INTRODUÇÃO

Os telhados verdes, também chamados de telhados ecológicos ou telhados vegetados, são estruturas instaladas parcialmente ou na totalidade dos topos de edificações, sendo compostos por vegetações em um substrato (solo), um sistema de drenagem e uma membrana impermeável a água (BESIR; CUCE, 2018). Tais estruturas têm se destacado no ambiente urbano devido aos diversos benefícios gerados como a redução do escoamento superficial, uma vez que volume significativo das águas da chuva é retido no substrato e vegetação (BEECHAM; RAZZAGHMANESH, 2015), aumento do conforto térmico devido ao isolamento adicional proporcionado pelo meio de crescimento vegetativo (PARIZOTTO; LAMBERTS, 2011), redução das ilhas de calor (TAM; WANG; LE, 2016) e melhorias na qualidade do ar já que os telhados verdes capturam poluentes como O_3 , NO_2 , SO_2 e intercepta matéria particulada (YANG; YU; GONG, 2008). Além disso, os telhados verdes criam novos ambientes para plantas e animais melhorando a biodiversidade e os aspectos estéticos no meio urbano

(BERNDTSSON; BENGTTSSON; JINNO, 2009). Países como Alemanha, Suécia, Estados Unidos, Japão e Singapura já reconheceram a importância dos telhados verdes no meio urbano e possuem políticas públicas para incentivar a aplicação dessas estruturas verdes. No Brasil, o uso de telhados verdes ainda é incipiente, mas cidades como Porto Alegre, Recife, Rio de Janeiro e São Paulo aprovaram legislações específicas para incentivá-los.

Em uma perspectiva de gestão das águas pluviais, diversos estudos têm demonstrado a capacidade dos telhados verdes em reter este tipo de água com significativo amortecimento dos picos de vazão (VACARI et al., 2019). Ainda nessa perspectiva, os telhados verdes têm sido pesquisados quanto ao tipo e extensão do substrato, tipo de vegetação, inclinação e tipo de manejo. Estudos também têm avaliado a qualidade da água escoada pelos telhados verdes, apontando que eles podem atuar como sumidouros de poluentes e dessa forma melhorar a qualidade da água pluvial ou podem atuar como produtores de poluentes. Berndtsson et al. (2009) em estudos na Suécia e Japão observaram que os telhados verdes funcionaram como sumidouro de nitrogênio amoniacal e nitrato. Vijayaraghavan e Joshi (2014) demonstraram que os telhados verdes têm o potencial de reter vários metais (Ca, Mg, Al, Fe, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd) e neutralizar a natureza ácida da água da chuva. No estudo de Vijayaraghavan e Raja (2014) os telhados verdes exibiram eficiência de até 97% na remoção de Al, Fe, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn e Cd. Por outro lado, Czemieli et al. (2006) analisaram alguns metais e nutrientes (Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Pb, Zn, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, N-total, $\text{PO}_4\text{-P}$, e P-total) presentes no escoamento de telhados verdes e observaram que, exceto para nitrato, essas estruturas verdes agiram como fonte de poluentes. Em estudo realizado na Carolina do Norte, Hathaway et al. (2008) observaram que as concentrações de nitrogênio total e fósforo total foram maiores na água escoada por telhados verdes do que na água da chuva. Teemusk e Mander (2011) em estudo realizado na Estônia também encontraram uma influência significativa dos telhados verdes na qualidade da água. A água de escoamento desses telhados apresentou maiores valores de pH, DBO_5 , P-total e $\text{PO}_4\text{-P}$ do que a do telhado convencional. No entanto, demanda química de oxigênio, N-total, SO_4 , Ca e Mg foram maiores nos telhados convencionais do que nos telhados verdes. Os resultados para $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$ foram semelhantes em ambos os tipos de telhado.

Conforme Berndtsson (2010), a falta de consistência em afirmar se os telhados verdes funcionam como fonte ou sumidouro de contaminantes indica que as concentrações de poluentes presentes na água de escoamento são influenciadas por uma complexa interação de fatores. Alsup et al. (2013) também reiteraram tal informação, apontando que são muitos os fatores que podem influenciar a qualidade da água de escoamento, aumentando ou diminuindo a poluição da mesma.

Os fatores que podem influenciar a quantidade e/ou a qualidade da água são relacionados ao tipo do telhado verde (se intensivo ou extensivo), a sua inclinação, a composição do solo (substrato), as características da precipitação (intensidade e duração da chuva), estação do ano, o tipo de vegetação, a idade do telhado, o tipo de manutenção, as fontes de poluição do local e as propriedades físicas e químicas desses poluentes (ROWE, 2011).

Este estudo, realizado no topo de uma edificação no campus da Universidade Federal

de Mato Grosso no município de Cuiabá, MT, teve por objetivo caracterizar a qualidade da água pluvial captada por módulos experimentais de telhados verdes e observar se esses funcionam como fontes ou sumidouros de nutrientes (sulfatos, ortofosfato, nitrogênio amoniacal e nitrato) e outros parâmetros qualitativos, bem como avaliar se há influência da vegetação nesse processo.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Módulos experimentais de telhados verdes

Para o desenvolvimento do estudo, módulos experimentais de telhados verdes extensivos foram construídos usando caixas plásticas (0,4 m de largura x 0,6 m de comprimento), levando em consideração os mesmos princípios de um telhado verde em escala real. Todos os módulos foram dispostos com um declive de 4° para simular o projeto de um telhado comum. O módulo padrão de telhado verde construído consistia de uma camada de drenagem, uma membrana filtrante, substrato e vegetação (Figura 1). Cada unidade também tinha um orifício de drenagem de 25 mm de diâmetro conectado a uma tubulação (3/4 de diâmetro) que direcionava a água pluvial escoada para um reservatório, e esta era coletada e analisada após os eventos chuvosos. A camada de drenagem consistia de 5,0 cm de espessura de argila expandida. Uma membrana geotêxtil (gramatura = 200 g/m²) foi utilizada como material filtrante para impedir que pequenas partículas fossem levadas da camada de substrato para o material drenante. O substrato foi composto por uma mistura de 90% de solo orgânico comercial (terra preta) e 10% de vermiculita. Duas vegetações foram selecionadas para o estudo, uma gramínea (*Zoysia japonica*) e uma herbácea (*Ixora coccinea*). Tais plantas foram escolhidas porque são muito usadas como plantas ornamentais em jardins de Cuiabá, o que indica que elas estão adaptadas às condições climáticas.

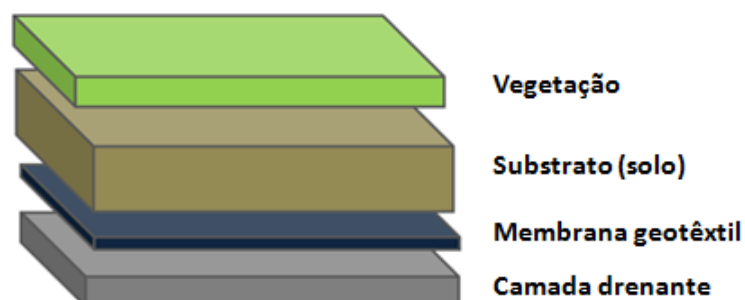


Figura 1. Layout do módulo de telhado verde construído no estudo.

2.2 Desenho experimental

Dois módulos experimentais de telhados verdes foram plantados com doze mudas de *Ixora coccinea* cada um (4 linhas x 3 colunas) espaçadas de forma equidistante entre si e as bordas da bandeja. As mudas eram de tamanho uniforme (altura aproximada de 7

cm). Em outros dois módulos, *Zoysia japonica* foi plantada como um tapete contínuo sobre toda a superfície do solo. Os mesmos procedimentos foram usados para plantar dois outros módulos de telhado verde com ambas as plantas (consórcio). Outras duas caixas plásticas sem a estrutura do telhado verde também foram acrescentadas no estudo para simular um telhado convencional. Assim, havia oito módulos de telhados neste estudo (dois de cada tipo) que foram denominados telhado convencional (T), telhado verde com gramínea (TG), telhado verde com herbácea (TH) e telhado verde com as plantas consorciadas (gramínea e herbácea) (TC).

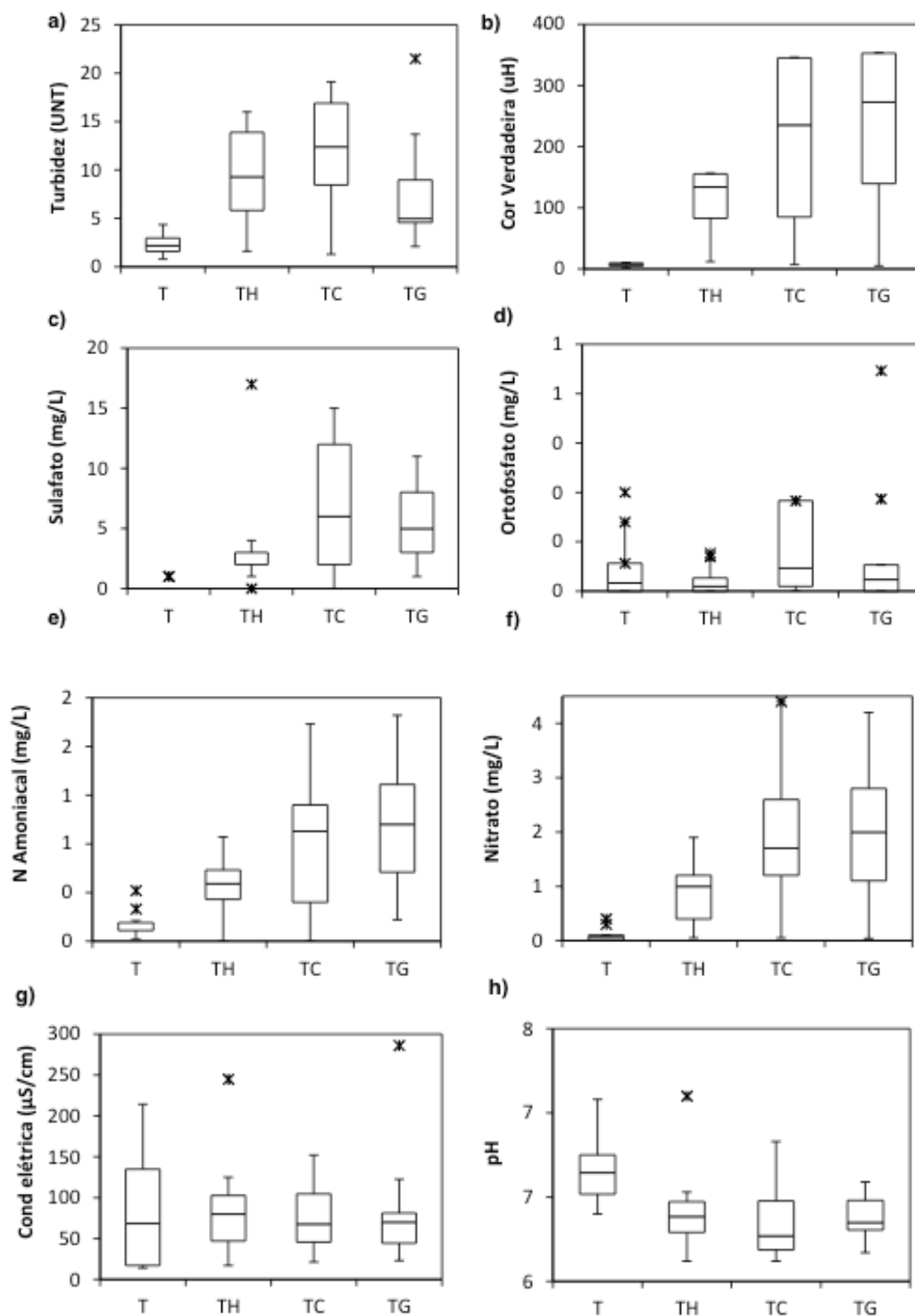
Os módulos de telhado verde foram dispostos aleatoriamente no telhado da Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia (15 ° 36'29,27 "S e 56 ° 3'52,80" W). Eles foram posicionados 1,4 m acima do teto do prédio Faculdade.

2.3 Amostragem da água escoada pelos telhados verdes

Para fins de adaptação da vegetação, os módulos de telhados verdes foram irrigados a cada três dias, durante três meses (outubro a novembro de 2014). Após esse período, quinze coletas da água escoada pelos módulos logo após os eventos chuvosos foram efetuadas no período de janeiro a abril de 2015. As amostras tiveram suas características físicas, químicas e microbiológicas analisadas de acordo com os métodos indicados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os parâmetros analisados foram: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), cor verdadeira (uH), turbidez (UNT), nitrato (mg/L), nitrogênio amoniacal (mg/L), ortofosfato (mg/L), sulfato (mg/L), sólidos totais (mg/L), DBO (mg/L), bactéria heterotróficas cultiváveis (UFC/mL), fungos cultiváveis (UFC/mL), coliformes totais (NMP/100mL) e *Escherichia coli* (NMP/100mL).

3. RESULTADOS

A Figura 2 apresenta os resultados das dez variáveis físicas e químicas de qualidade analisadas na água captada pelos módulos de telhado convencional e dos telhados verdes.



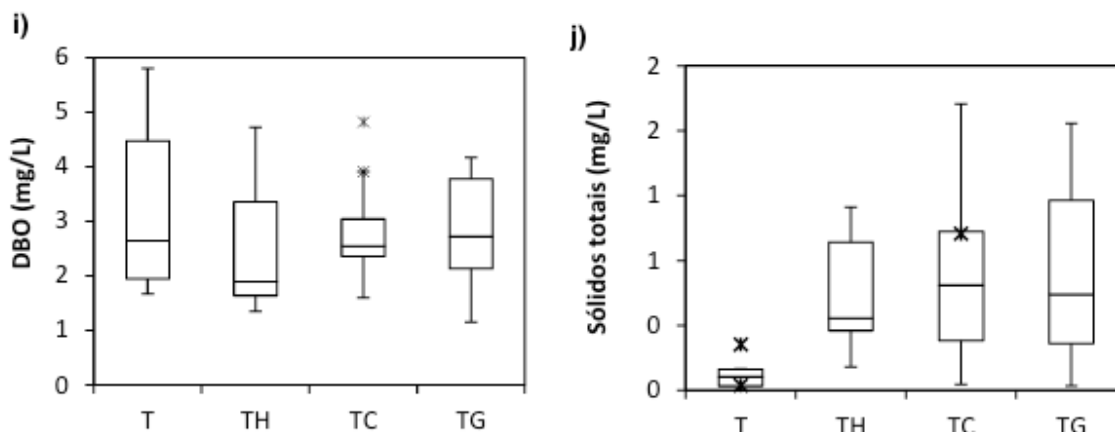


Figura 2. Média dos valores de: a) turbidez, b) cor verdadeira, c) sulfato, d) ortofosfato, e) nitrogênio amoniacal, f) nitrato, g) condutividade elétrica, h) pH, i) DBO e j) sólidos totais de águas escoadas pelos módulos de telhados convencional e verdes. Número de amostras analisadas = 15.

Legenda: T = Telhado convencional; TH = Telhado verde de herbácea; TC = Telhado verde de consórcio vegetal (herbácea e gramínea) e TG = Telhado verde de gramínea.

Os valores de turbidez estiveram abaixo de 5 UNT no telhado convencional, sendo menores do que os valores encontrados nos telhados verdes (Figura 2a). No telhado de herbácea os valores de turbidez variaram de 1,6 a 16 UNT com mediana de 9,3 UNT, no telhado com o consórcio de plantas os valores variaram de 1,3 a 19,1 e a mediana foi de 12,4 UNT e o telhado de gramínea apresentou o menor valor de mediana entre os telhados verdes (5 UNT) apresentando uma variação de 2,1 a 13,7 UNT.

Os valores de cor verdadeira no telhado convencional apresentaram mediana de 2 uH. Com relação aos telhados verdes os valores de cor verdadeira foram superiores ao do telhado convencional, evidenciando a influência do substrato para a liberação de compostos dissolvidos na água. No telhado de herbácea a cor verdadeira variou de 12 a 193 uH com mediana de 134 uH, no telhado de consórcio de plantas a variação foi de 7 a 482 uH para uma mediana de 235,5 uH e o telhado de gramínea apresentou variação de 5 a 459 uH e mediana de 273 uH (Figura 2b).

No telhado convencional os valores de sulfato em todas as coletas estiveram abaixo de 2 mg/L. No telhado verde de herbácea os valores de sulfato variaram de 2 a 4 mg/L com mediana de 3 mg/L e no de gramínea variaram de 2 a 11 mg/L com mediana de 5 mg/L. No telhado com o consórcio vegetal foi observado os maiores valores para esse parâmetro, que variaram de 2 a 15 mg/L com mediana de 6 mg/L (Figura 2c). Os valores de ortofosfato no telhado verde de herbácea variou de 0 a 0,19 mg/L, no de gramínea de 0 a 0,16 mg/L, no de consórcio vegetal de 0 a 0,55 mg/L e no telhado convencional variou de 0 a 0,42 mg/L (Figura 2d).

Nas Figuras 2e e 2f é possível observar que as medianas de nitrogênio amoniacal e nitrato no telhado convencional foram de 0,19 e 0,06 mg/L. Entre os telhados verdes, os que apresentaram maiores concentrações destes nutrientes foram os telhados com gramínea e consorciado. As medianas para nitrogênio amoniacal foram 1,13, 1,2 e 0,59 mg/L e para

nitrito 1,7, 2,0 e 1,0 mg/L, para TC, TG e TH, respectivamente.

A respeito da condutividade elétrica, que está relacionada com a quantidade de íons na água, foi possível observar que os valores de condutividade diferiram pouco entre as amostras coletadas. Como se observa na Figura 2g seus valores variaram de 14-214 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no telhado convencional, de 17-125 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no telhado verde com herbácea, de 21-152 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no telhado verde com consórcio de plantas e de 23-122 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no telhado verde de gramínea.

Os valores de pH no telhado convencional variaram de 6,9 a 7,58 com mediana de 7,15. No telhado verde de herbácea a variação foi de 6,62 a 7,03 com mediana de 6,89, no telhado consorciado variou de 6,62 a 7,33 com mediana de 6,77 e no telhado de gramínea variou de 6,67 a 7,09 com mediana de 6,85. Com relação à DBO o telhado que apresentou maior variação foi o convencional (1,67 a 5,8 mg/L) e o com consórcio vegetal a menor variação (1,6 a 3,9 mg/L). O telhado de gramínea variou de 1,15 a 4,17 mg/L enquanto no telhado verde de herbácea a variação foi de 1,67 a 5,8 mg/L.

Os resultados médios encontrados para sólidos totais variaram de 0,03 a 2,2 mg/L nos telhados verdes, sendo as medianas de 0,5, 0,8 e 0,7 mg/L para TH, TC e TG, respectivamente. Os valores de sólidos totais no telhado convencional variaram de 0 a 0,16 mg/L estando bem abaixo do encontrado nos telhados verdes.

A Figura 3 apresenta os resultados das quatro variáveis microbiológicas analisadas na água captada do telhado convencional e dos telhados verdes.

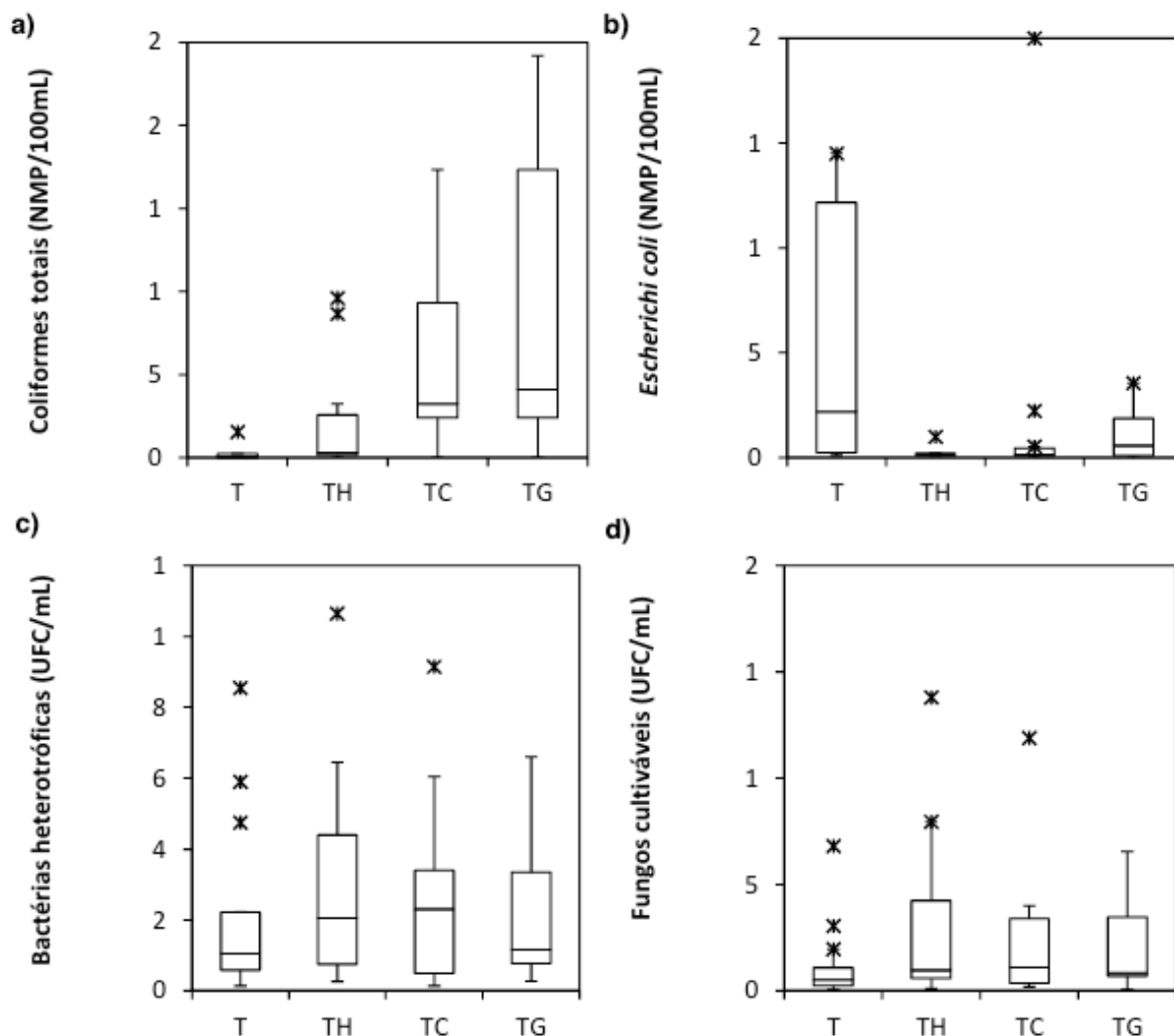


Figura 3. Valores médios de: a) coliformes totais, b) *Escherichia coli*, c) bactérias heterotróficas e d) fungos de águas escoadas pelos módulos de telhados convencional e verdes. Número de amostras analisadas = 15.

Legenda: T = Telhado convencional; TH = Telhado verde de herbácea; TC = Telhado verde de consórcio vegetal (herbácea e gramínea) e TG = Telhado verde de gramínea.

Os valores de coliformes totais para o telhado convencional foram menores do que os encontrados nos telhados verdes. Por outro lado, maior quantidade de *E. coli* foram observadas no telhado convencional.

A mediana da quantidade de unidades formadoras de colônia de bactérias heterotróficas cultiváveis não variou muito entre o telhado convencional ($1,05 \times 10^{-5}$ UFC/mL) e os telhados verdes ($2,05 \times 10^{-5}$, $2,30 \times 10^{-5}$ e $1,17 \times 10^{-5}$ UFC/mL em TH, TC e TG, respectivamente).

A mediana da quantidade de unidades formadoras de colônia de fungos cultiváveis também não variou muito entre o telhado convencional ($5,2 \times 10^{-3}$ UFC/mL) e os telhados verdes ($9,7 \times 10^{-5}$, $1,1 \times 10^{-5}$ e $8,5 \times 10^{-5}$ UFC/mL em TH, TC e TG, respectivamente).

3 | DISCUSSÃO

Os telhados verdes apresentaram valores de cor verdadeira, turbidez e sólidos suspensos superiores aos encontrados no telhado convencional. Isso ocorreu devido ao substrato presente nos telhados verdes, que podem ser carregados pela água da chuva assim como liberar matéria orgânica dissolvida conferindo cor à água. Tal resultado também foi observado por Alsup et al. (2010) ao avaliar diferentes tipos de vegetação e composição do substrato em telhados verdes. Rowe et al. (2012) apontaram que os substratos usados como meio de cultivo para a vegetação têm um efeito enorme sobre a qualidade do efluente, conferindo cor, turbidez e sólidos principalmente quando os telhados verdes são novos (jovens).

O telhado verde com gramínea apresentou valores menores de turbidez em relação aos outros telhados verdes e isso está relacionado com a característica dessa vegetação que encobre de forma homogênea toda a superfície do substrato do telhado, diminuindo o carregamento de partículas. Morgan et al. (2011) apontaram que a turbidez da água escoada pelos telhados verdes é altamente dependente dos materiais que compõem o substrato assim como presença ou ausência e tipo de plantas.

Os valores diferenciados de cor verdadeira no telhado verde de herbácea se devem possivelmente a este possuir uma superfície do solo mais vulnerável e assim o substrato pode ter sido lavado durante o processo de adaptação com as irrigações frequentes, fazendo com que os valores de cor verdadeira fossem menores que dos outros telhados verdes.

A idade do telhado verde também pode influenciar a qualidade da água de escoamento (ROWE, 2011). Neste estudo os telhados verdes possuíam aproximadamente seis meses de uso, sendo considerados telhados novos. O substrato em telhados verdes novos ainda possui grande concentração de nutrientes e matéria orgânica que podem ter sido lixiviados e interferido nos valores de cor verdadeira e turbidez encontrados.

Com relação aos nutrientes analisados os telhados verdes atuaram como produtores, exceto o telhado verde com herbácea que atuou como sumidouro de 40% de ortofosfato, quando comparado ao telhado convencional. Beecham e Razzaghmanesh (2015) observaram que isso é possível devido à absorção das plantas, pois na natureza os principais reservatórios do íon fosfato são as rochas, e por ser um composto solúvel, esse íon é facilmente carregado pelas chuvas e quando no solo pode ser absorvido pelos vegetais que o utilizam para formar compostos orgânicos. Já os telhados verdes consorciados e com gramínea produziram 180% e 40% a mais de ortofosfato, respectivamente, quando comparados ao produzidos pelo telhado convencional.

Também foi possível observar que o TH para todos os nutrientes analisados apresentou valores inferiores quando comparado ao TC e TG. Isso se deve possivelmente a superfície descoberta deste tipo de telhado verde, que contribui para uma rápida infiltração aumentando o volume da água escoada e diluindo alguns compostos químicos.

Ainda foi possível observar que os telhados verdes alteraram o pH da água escoada, cujo valores foram menores do que a água escoada pelo telhado convencional. Entretanto,

estes valores menores ficaram próximo ao valor neutro de pH. Diversos estudos, ao contrário do que foi observado aqui, tem apontado que telhados verdes possuem a capacidade de neutralizar o caráter ácido das águas da chuva, principalmente devido a carbonatos presentes no substrato, o que impede a lixiviação de metais (BERNDTSSON, 2010; ROWE, 2011).

A DBO descreve os compostos orgânicos (por exemplo, restos vegetais e matéria orgânica em decomposição) liberada pelo substrato dos telhados verdes (TEEMUSK; MANDER, 2011). Zhang et al. (2015) verificaram que os valores de DBO para telhados verdes foram superiores aos valores encontrados para um telhado convencional. Os valores de DBO no telhado convencional neste estudo, foram semelhantes aos telhados verdes, o que surpreendem, visto que por não possuir substrato esperava-se menores valores de DBO.

Os valores de coliformes totais na água escoada pelos telhados verdes foram muito superiores aos encontrados na água escoada pelo telhado convencional. Esse grupo de bactérias, representado pelos gêneros *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Escherichia* tem ocorrência natural no solo e vegetação (BRUM et al., 2016) justificando os maiores valores observados para os telhados verdes quando comparados aos valores do telhado convencional.

A bactéria *E. coli* é a principal indicadora de contaminação fecal uma vez que sua origem é exclusivamente de trato digestório humano ou de animais de sangue quente (SILVA et al., 2014) Os maiores valores de *E. coli* encontrados nas águas escoadas pelo telhado convencional quando comparados aos encontrados nos telhados verdes estão relacionados com a contaminação do telhado convencional por fezes de animais de sangue quente, como pássaros, roedores, entre outros. Tal situação também foi apontada por Chang et al. (2004) que indicou que um telhado convencional pode apresentar diferentes graus de poluição fecal devido a sua fácil contaminação principalmente por fezes de aves.

4 | CONCLUSÕES

Observou-se que os telhados verdes aumentaram a cor verdadeira, turbidez e sólidos totais da água da chuva captada, consequência da presença do substrato. As concentrações de DBO, bactérias heterotróficas e fungos cultiváveis nas águas escoadas de telhados verdes e convencional não se mostraram diferentes. Os maiores valores de coliformes totais nas águas escoadas pelos telhados verdes se justificam pela presença natural dessas bactérias no substrato e vegetação. Já a maior concentração de *E. coli* na água escoada pelo telhado convencional é devido à contaminação por fezes de animais de sangue quente. Com relação aos nutrientes, os telhados verdes atuaram como fonte de todos os nutrientes analisados (sulfato, nitrogênio amoniacal e nitrato e ortofosfato), porém o TH atuou como sumidouro de ortofosfato.

REFERÊNCIAS

- ALSUP, S.; BATTAGLIA, L.; RETZLAFF, W. Green roof systems as sources or sinks influencing heavy metal concentrations in runoff. **Journal of Environmental Engineering**, April, p. 502–508, 2013.
- ALSUP, S.; EBBS, S.; RETZLAFF, W. The exchangeability and leachability of metals from select green roof growth substrates. **Urban Ecosystems**, v. 13, n. 1, p. 91–111, 2010.
- BEECHAM, S.; RAZZAGHMANESH, M. Water quality and quantity investigation of green roofs in a dry climate. **Water Research**, v. 70, p. 370–384, 2015.
- BERNDTSSON, J. Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 351–360, 2010.
- BERNDTSSON, J. C.; BENGTTSSON, L.; JINNO, K. Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 3, p. 369–380, 2009.
- BESIR, A. B.; CUCE, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 82, n. October 2017, p. 915–939, 2018.
- BRUM, B. R.; OLIVEIRA, N. R.; REIS, H. C. O.; LIMA Z. M.; MORAIS, E. M. Qualidade das águas de poços rasos em área com déficit de saneamento básico em Cuiabá, MT: avaliação microbiológica, físico-química e fatores de risco à saúde. **Holos**, v. 2, p. 179, 2016.
- CHANG, M.; MCBROOM, M. W.; BEASLEY, R. S. Roofing as a source of nonpoint water pollution. **Journal of Environmental Management** v. 73, p. 307–315, 2004.
- CZEMIEL, J.; EMILSSON, T.; BENGTTSSON, L. The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. **Science of the Total Environment**, v. 355, p. 48–63, 2006.
- HATHAWAY, A. M.; HUNT, W. F.; JENNINGS, G. D. A field study of green roof hydrologic and water quality performance. **Transactions of the ASABE**, v. 51, n. 1, p. 37–44, 2008.
- PARIZOTTO, S.; LAMBERTS, R. Investigation of green roof thermal performance in temperate climate: A case study of an experimental building in Florianópolis city, Southern Brazil. **Energy and Buildings**, v. 43, n. 7, p. 1712–1722, 2011.
- ROWE, D. B. Green roofs as a means of pollution abatement. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8–9, p. 2100–2110, 2011.
- ROWE, D. B.; GETTER, K. L.; DURHMAN, A. K. Landscape and Urban Planning Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. **Landscape and Urban Planning**, v. 104, n. 3–4, p. 310–319, 2012.
- SILVA, P. A. J. G.; LIMA, S. D.; GOLIN, R.; FIGUEIREDO, D. M.; LIMA, Z. M.; MORAIS, E. B.; DORES, E. F. G. C. Qualidade da água de uma microbacia com fins de abastecimento público, Chapada dos Guimarães, MT. **Holos**, v. 4, p. 22, 2014.
- MORGAN, S.; ALYASERI, I.; RETZLAFF, W. Suspended solids in and turbidity of runoff from green roofs. **International Journal of Phytoremediation**, v. 13, p. 179–193, 2011.
- TAM, V. W. Y.; WANG, J.; LE, K. N. Thermal insulation and cost effectiveness of green-roof systems: An empirical study in Hong Kong. **Building and Environment**, v. 110, p. 46–54, 2016.
- TEEMUSK, A.; MANDER, Ü. The Influence of green roofs on runoff water quality: a case study from Estonia. **Water Resources Management**, p. 3699–3713, 2011.

VACARI, T. C.; LARA, J. R.; LIMA, Z. M.; MORAIS, E. B. Water quantity investigation of simulated green roofs in a tropical climate: influence of vegetation composition. *Investigação da quantidade de água de telhados verdes simulados em um clima tropical : influência da composição da vegetação*. v. 2, p. 2–14, 2019.

VIJAYARAGHAVAN, K.; JOSHI, U. M. Can green roof act as a sink for contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. **Environmental Pollution**, v. 194, p. 121–129, 2014.

VIJAYARAGHAVAN, K.; RAJA, F. D. Design and development of green roof substrate to improve runoff water quality: Plant growth experiments and adsorption. **Water Research**, v. 63, p. 94–101, 2014.

YANG, J.; YU, Q.; GONG, P. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 31, p. 7266–7273, 2008.

ZHANG, Q.; MIAO, L.; WANG, X.; LIU, D.; ZHU, L.; ZHOU, B.; SUN, J.; LIU, J. The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. **Landscape and Urban Planning**, v. 144, p. 142–150, 2015.

REUSO DE EFLUENTE SANITÁRIO TRATADO NA MANUTENÇÃO DE REDE COLETORA DE ESGOTO

Data de aceite: 17/06/2020

Analine Silva de Souza Gomes

Técnica em Química pelo Colégio Salesiano Nossa Senhora da Vitória (2008); Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2012).

Vitória - ES

Breno Barbosa Polez

Técnico em Edificações pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2010); graduado em Engenharia Civil pela Faculdade Multivix (2018). Cuiabá - MT

Renata Araújo Guimarães

Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Instituto Federal do Espírito Santo (2012).

Serra - ES

Lucas do Socorro Ribeiro Paixão

Técnico em Edificações (2012); graduando em Engenharia Civil pela Faculdade Multivix.

Serra – ES

Mariana Marquesini

Engenheira civil pela Faculdade do Centro Leste (2018). Serra – ES

RESUMO: A utilização de recursos hídricos representa um desafio para a sociedade mundial e as águas residuárias de origem doméstica ou com características similares, podem ser reutilizadas para fins que exigem

qualidade de água não potável. Neste sentido, este projeto realizou avaliação da viabilidade e os benefícios do reuso de efluente sanitário tratado na manutenção de rede coletora de esgoto, além das atividades de irrigação de grama, processo de tratamento de esgoto e lavagem de pisos, buscando a economia dos recursos naturais e financeiros. Durante o período avaliado 2015 a 2017, o consumo de água tratada diminuiu consideravelmente na estação em estudo. Nesta perspectiva, a economia obtida com este tipo de sistema apresentou-se viável e vantajosa financeiramente.

PALAVRAS-CHAVE: Reuso, efluente tratado, desinfecção, tratamento de esgoto, filtração.

REUSE OF WASTEWATER TREATED IN THE MAINTENANCE OF SEWAGE COLLECTOR

ABSTRACT: The use of water resources represents a challenge for world society and wastewater of domestic origin or with similar characteristics, can be reused for purposes that require quality of non-potable water. In this sense, this project carried out an evaluation of the feasibility and benefits of the reuse of sanitary effluent treated in the maintenance of sewage collection network,

in addition to the activities of grass irrigation, sewage treatment process and floor washing, seeking the economy of natural resources. and financial. During the period evaluated 2015 to 2017, the consumption of treated water decreased considerably in the station under study. In this perspective, the savings obtained with this type of system proved to be viable and financially advantageous.

KEYWORDS: Reuse, treated effluent, disinfection, sewage treatment, filtration.

1 | INTRODUÇÃO

A utilização de recursos hídricos representa um desafio para a sociedade mundial e a demanda crescente por este recurso torna necessário a inovação no cuidado e na gestão sustentável para o prolongamento destes recursos (WIENER *et. al*, 2016). Segundo esses autores ainda, a reutilização indireta da água desempenha um papel na satisfação das necessidades de água doce.

O desregramento da utilização dos recursos hídricos resulta no comprometimento da qualidade da água utilizável, aliado à descontrolada ocupação industrial urbana, à ausência de infraestrutura nas regiões periféricas e também nas zonas rurais onde, em sua maioria, os sistemas de tratamento de água e esgotos são de responsabilidade do próprio usuário que, contraditoriamente, lança seus resíduos para a depuração nos cursos d'água que serão captados para o consumo a jusante, sendo esta última a maior área consumidora de água (SOUZA, 2015).

No intuito de controlar o estresse de água, Vergine *et. al.* (2014) indicam as águas residuárias tratadas como fonte alternativa acessível. De acordo com Soares Filho (2008), para enfrentar os enormes desafios para atender as demandas futuras, as ferramentas com que se pode contar atualmente são o uso cada vez mais eficiente e integrado de todo e qualquer tipo de água, privilegiando-se também o reuso de águas residuárias. É importante mencionar que os esgotos sanitários apresentam organismos patogênicos, sendo essencial a escolha adequada quanto ao tipo de tratamento para não comprometer a saúde dos operadores, usuários e a qualidade ambiental do local (SOBREIRA, 2015).

No Brasil, as diretrizes legais pertinentes ao reuso ainda estão em fase de desenvolvimento, instrumentos legais voltados ao reaproveitamento de água estão cada vez mais inseridos nas políticas públicas (SOBREIRA, 2015). Enquanto isso, são considerados os critérios sugeridos para reuso de água da NBR 13969/1997 da Associação Brasileira de Normas Técnicas. De acordo com esta norma, águas residuárias de origem doméstica ou com características similares, devem ser reutilizadas para fins que exigem qualidade de água não potável e para isso define os critérios para reuso e finalidade de utilização.

Destaca-se que, no estado do Espírito Santo dois milhões e cem mil pessoas não têm acesso aos serviços de esgotamento sanitário, estes são dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos do ano de 2014, elaborado pelo Sistema Nacional de Informações em Saneamento-SNIS. Este número corresponde a 55,04% da população que tem acesso à água tratada no estado (SNIS, 2016).

Assim, o reuso do efluente tratado nas atividades menos nobres, tais como desobstrução de rede e ramal de esgoto e limpeza de rua, é justificável pela redução significativa do consumo de água tratada industrial, e conseqüentemente dos recursos naturais, contribuindo dessa forma para a sustentabilidade.

2 | METODOLOGIA DO PROJETO

O consumo diário de água para as atividades de desobstrução de rede e ramal de esgoto, limpeza de rua, entre outras realizadas pelos caminhões de alta pressão (hidrojato), é em média 30 m³ por dia, com um total mensal de 900 m³. Pensando em reduzir o consumo de água tratada, o sistema de reuso foi elaborado, para viabilizar o uso do efluente tratado de um sistema do tipo lodos ativados com remoção de nitrogênio. Apenas este tratamento não atende aos limites dos parâmetros necessários para satisfazer a NBR13969/1997, por isso foi adicionado um sistema complementar com filtro de areia e cloração, de modo a garantir a remoção de sólidos e desinfecção (FIGURA 1).

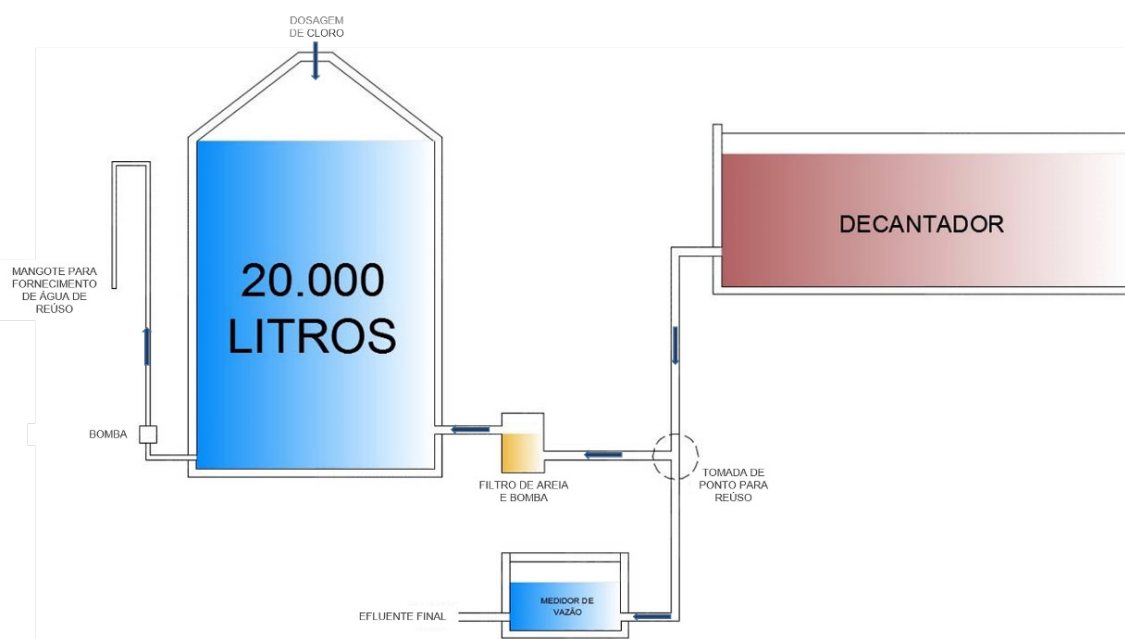


Figura 1: Fluxograma do Sistema de Reuso.

Para avaliar a viabilidade e os benefícios do reuso do efluente tratado, foi realizado o levantamento da aquisição de todos os materiais, equipamentos e produtos químicos, consumo energético, além da estimativa de redução de consumo de água potável. Esses dados foram comparados com o custo economizado alcançado com o consumo de água tratada sob tarifa industrial, a fim de verificar a economia obtida com a utilização da água de reuso em alguns serviços realizadas no sistema de esgotamento sanitário.

3 | RESULTADOS ALCANÇADOS

As atividades de manutenção de rede, tais como desobstrução de rede e ramal de

esgoto, limpeza de rua, entre outras realizadas pelos caminhões de alta pressão, consomem em média 30 m³ de água por dia, conforme demandas de atendimento.

Sabendo que a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) na NBR13969/1997 prevê o reuso local no caso do esgoto de origem essencialmente doméstica ou com características similares e que o esgoto tratado em condições de reuso pode ser exportado para além do sistema local para atender demanda industrial ou outra demanda da área industrial ou outras demandas. Para atender a demanda interna, foi instalado um processo de produção e distribuição de água para reuso, logo após ao processo de tratamento de lodos ativados de uma Estação de Tratamento de Esgoto no município de Serra - ES, como pode ser observado na Figura 2.



Figura 2. Sistema de tratamento da água de reuso.

O sistema de tratamento da água de reuso consiste na tomada de efluente tratado localizada logo após o decantador secundário, seguindo diretamente para o filtro de areia para auxiliar na remoção de sólidos. Posteriormente, o efluente é armazenado em um reservatório, com capacidade de 20.000 litros. A desinfecção desta água é realizada com a dosagem de 300g de Hipoclorito de Cálcio 65% (granulado) diretamente no reservatório durante o enchimento, a fim de eliminar os organismos patogênicos. O cloro residual é monitorado pela equipe operacional, de modo a garantir a desinfecção da água de reuso produzida. Por fim, o fornecimento da água de reuso é feito por meio de um pórtico que possui um mangote flexível para encaixe direto e abastecimento de veículo de alta pressão.

A NBR 13969/1997 classifica a água de reuso conforme o uso a que se destina de 1 a 4, sendo que a classe 2 é determinada para reuso em lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais de fins paisagísticos, exceto chafarizes. Esta classe corresponde as atividades desenvolvidas na manutenção de rede coletora de esgoto, assim como realizadas por diversas empresas de saneamento. Nesse nível, a NBR

13969/1997 determina que como tratamento satisfatório um processo biológico aeróbio seguido de filtração de areia ou membranas filtrantes e desinfecção. Portanto, o sistema proposto neste projeto está em conformidade com a indicação desta norma.

É importante mencionar que, no Brasil, a desinfecção tem por objetivo a redução de coliformes totais e fecais (indicadores de contaminação por dejetos humanos) dos efluentes das ETEs, de modo a alcançar níveis que atendam os índices preconizados nas legislações ambientais aplicáveis, em função da classificação do corpo receptor. Os efluentes sanitários contêm inúmeros compostos e as reações na desinfecção são variadas, dependendo principalmente das substâncias orgânicas e inorgânicas, resultantes do processo de depuração alcançado no efluente, e do agente desinfetante (PLANOWSKI; JANLSSEK, 2003).

Segundo os autores Planowski e Janlssek (2003), o objetivo da desinfecção é sempre a eliminação ou inativação dos microorganismos patogênicos, tanto para Sistema de Abastecimento de Água (SAA) como para um Sistema de Esgotamento Sanitário (SES). Contudo, o resultado esperado é muito diferente para as duas situações. Na desinfecção da água, a pretensão é a destruição total de todos os patógenos presentes e o risco de não alcançar este objetivo deve ser mínimo. No esgoto sanitário, o resultado esperado na desinfecção depende do destino do efluente a ser tratado.

3.1 Investimentos e custos envolvidos na manutenção do sistema de reuso

Os custos com esse projeto envolvem o processo de implantação do sistema de tratamento complementar, manutenção e a redução esperada com esse projeto reflete-se no consumo de água tratada, como estão apresentados a seguir:

a) Implantação do Sistema de Reuso

Para a implantação do sistema de reuso na ETE foi necessário realizar alguns investimentos, a Tabela 1 apresenta os materiais e equipamentos utilizados nesta etapa, juntamente com o custo para a aquisição. Na fase inicial do projeto, o custo total de implantação do sistema foi de R\$ 12.034,17.

Material/ equipamento	Quantidade	Valor unitário (R\$)	Total (R\$)
Caixa d'água (20.000 L)	1	6.805,17	6.805,17
Bomba de água (vazão nominal 7 m ³ /h)	1	350,00	350,00
Bomba com filtro (vazão nominal 7 m ³ /h)	1	1.723,00	1.723,00
Tubos e conexões	-	-	1.530,00
Colar de tomada	1	300,00	300,00
Pórtico para abastecimento	1	700,00	700,00
Painel elétrico	-	-	626,00
TOTAL			12.034,17

Tabela 1. Lista de materiais e equipamentos, com os respectivos valores e custo total do investimento

a) Manutenção do Sistema de Reuso

Durante a operação do sistema de reuso, o custo mensal para manter o sistema consiste basicamente em:

- Consumo de hipoclorito de cálcio granulado 65% no processo de desinfecção;
- Troca de areia do filtro para o processo de filtração;
- Consumo de energia para o funcionamento das bombas; e
- Custo com limpeza do reservatório.

Com referência nos dados do ano de 2016, o consumo médio mensal de hipoclorito de cálcio 65% foi de 6,7 Kg de produto, o custo mensal médio foi de R\$117,47. Quanto ao consumo energético das bombas, a média mensal é de 94,82 KW, com taxa média de R\$0,46 por kW, o custo médio de energia foi de R\$43,62/mês. As manutenções realizadas no filtro relativos a troca de areia, englobam o custo da areia e do profissional envolvido no processo, com o custo médio mensal de R\$91,68 para uma hora de serviço executada.

Adicionalmente, o serviço de limpeza do reservatório realizada mensalmente, envolve o serviço de caminhão jato-vácuo e os profissionais envolvidos neste serviço, custando em média por mês R\$273,54 para uma hora de execução de serviço. No mês, o custo total para manter o sistema em operação foi de R\$490,31.

a) Redução de Custos

É importante ressaltar que o consumo de água tratada diminuiu consideravelmente na estação. A média de consumo de água tratada da ETE antes da utilização do sistema de reuso era em média de 1.900.000 (um milhão e novecentos mil) litros no período de janeiro a outubro de 2015.

Após a utilização da água de reuso nos serviços de desobstrução de redes e ramais, o consumo passou a ser em média de 450.000 (quatrocentos e cinquenta mil) litros no período de janeiro a outubro em 2016. Com uma redução de 1.450.000 (um milhão, quatrocentos e cinquenta mil) litros de água tratada, equivalente a uma redução mensal de R\$12.563,00, considerando a taxa de água industrial a R\$8,52/m³.

Considerando esta economia, o investimento inicial foi pago já no primeiro mês de operação do sistema de reuso. Este projeto gerou uma economia de R\$125.630,00 em apenas 10 (dez) meses, após implantação (TABELA 2). Condição que contribuiu para que este projeto se torna bastante viável e fomentou a necessidade de ampliar a capacidade de produção e armazenamento da água de reuso.

Viabilidade do projeto	
Investimento Inicial	R\$ 12.034,17
Manutenção Mensal	R\$ 490,31
Economia c/ água por mês	R\$ 12.563,00
Payback (dias)	30
Economia (10 meses)	R\$ 125.630,00

Tabela 2. Avaliação de viabilidade do sistema de reuso

3.2 Ampliação da capacidade

A partir desse projeto, foi proposto a ampliação da capacidade de armazenamento de água de reuso da ETE para 65.000 L, com a implantação do segundo sistema de reuso no mesmo formato do primeiro sistema implantado, com um tanque de capacidade de armazenamento de 45.000 L já no ano de 2016.

Nesta implantação, foi realizado um segundo ponto de tomada com um reservatório de 45.000 L (caixa já existente). Essa ampliação seguiu os padrões do outro sistema (FIGURA 3), com projeto simples e de baixo custo.



Figura 3. Sistema de tratamento da água de reuso (ampliação).

Para esta ampliação, foram investidos R\$4.929,00 (TABELA 3), para aquisição de materiais equipamentos necessários para o novo sistema de reuso. Neste novo sistema, houve um aumento da dosagem de produto químico para 15,0 Kg/mês média para atender ambos os sistemas de tratamento de reuso.

Destaca-se que, com o aumento da capacidade, a média mensal de consumo de água industrial na ETE reduziu para 385.000 (trezentos e oitenta e cinco mil) litros no período de janeiro a agosto de 2017, representando uma economia de 14,4% de água industrial, quando comparado ao ano de 2016.

Material/ equipamento	Quantidade	Valor unitário (R\$)	Total (R\$)
Caixa d'água (45.000 L)	1	*	*
Bomba de água (vazão nominal 7 m ³ /h)	1	350,00	350,00
Bomba com filtro (vazão nominal 7 m ³ /h)	1	1.723,00	1.723,00
Tubos e conexões	-	-	1.530,00
Pórtico para abastecimento	1	700,00	700,00
Painel elétrico	-	-	626,00
TOTAL			4.929,00

*Caixa já existente.

Tabela 3. Lista de materiais e equipamentos, com os respectivos valores e custo total do investimento em 2016, para sistema de reuso 2

4 | CONSIDERAÇÕES

Os resultados obtidos, até o momento, com este trabalho mostraram que o reuso de efluente tratado nos serviços com fins menos nobres, como manutenção de rede coletora de esgoto, irrigação de jardins entre outras atividades é fundamental para preservação dos recursos naturais.

Nesta perspectiva, a economia obtida com este tipo de sistema apresentou-se viável e vantajosa financeiramente, além disso, reduziu a demanda deste recurso que está cada vez mais escasso em diversas áreas do Brasil.

Com este projeto para reutilização da água foi possível aliar os interesses sociais aos econômicos, principalmente a redução de custos, e a consequente ampliação de receitas. A partir desse projeto na unidade teste, foi possível replicar o sistema em outra ETE (reator UASB seguido biofiltro aerado submerso) com capacidade de armazenamento de 40.000 L.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13969*: Tanques sépticos. Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

PLANOWSKI, E.H.; JANLSSEK, P.R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso do cloro: avaliação da formação de trihalometanos. *Revista Técnica da Sanepar*, Curitiba, v.20, n.20, p. 6-17, jul./dez. 2003.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES EM SANEAMENTO. Disponível em: www.snis.gov.br/. Acesso em: 14 abr. 2016.

SOBREIRA, R.G. *Impacto do reuso de água no balanço hídrico de uma edificação corporativa de grande porte em Vitória - ES. 2015*. 106 f. Dissertação (Engenharia e Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal do Espírito Santo).

SOUZA, C.F.; BASTOS, R.G.; GOMES, M.P.M.; PULSCHEN, A.A. Eficiência de estação de tratamento de

esgoto doméstico visando reuso agrícola. *Rev. Ambient. Água*. Taubaté – vol. 10 n. 3. P. 587 – 597. Jul a Set. 2015.

VERGINE, P.; *et. al.* Sustaining irrigated agriculture in Mediterranean Countries with treated municipal wastewater: A case study. *Procedia Engineering*, v. 89, p. 773-779. 2014.

WIENER, M.J; JAFVERT, C.T.; NIES, L.F. The assessment of water use and reuse through reported data: A US case study. *Science of the Total Environment*, v. 539, p. 70-77. 2016.

SOCIAL-ENVIRONMENTAL UNDERSTANDING OF THE INHABITANTS OF REVITALIZED GARBAGE DUMPS, FORTALEZA-CE, BRAZIL

Data de aceite: 17/06/2020
Data de submissão: 14/04/2020

Pedro Victor Moreira Cunha

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/0197918648304242>

Márcia Thelma Rios Donato Marino

University of Fortaleza – Professor of the Environmental and Sanitary Engineering Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/4477913411896789>

Matheus Cordeiro Façanha

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/5668028015983081>

Vanessa Oliveira Liberato

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/1706910128562189>

Clara D'ávila Di Ciero

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/1859048653852497>

Ana Beatriz Sales Teixeira

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/3989774572420205>

Ana Patrícia de Oliveira Lima

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/7118057852802402>

Glenda Mirella Ferreira da Costa

University of Fortaleza – Student of the Environmental and Sanitary Engineering course Fortaleza, Ceará
<http://lattes.cnpq.br/5053736725509586>

ABSTRACT: The study analyzes the perception of the residents of communities in SER III and IV Zones, in Fortaleza-CE, regarding the socio-environmental importance of non-proliferation of urban waste. This is an empirical qualitative research, based on bibliographic review and on-site visits, carried out from October to November 2017, with questionnaire application. The social perception and the environmental damages caused by

the garbage accumulation were analyzed, trying to understand the factors that lead to the appearance of garbage points and other social and environmental impacts. The solution comes from the mutual effort between the community and the city hall, with actions to recover the area and incentives for environmental awareness. The social and environmental point of view of the community, after the revitalization of garbage points, showed that many residents point to the importance of environmental preservation, but few take steps to reduce garbage points. Of the total, 50% said they knew the final disposal of urban waste, but 50% did not know or responded incorrectly. Nearly three quarters of residents emphasized the importance of recycling, but only half contributed to waste separation. The socio-educational dynamics was applied through the elaboration and distribution of the ecological-educational booklet, aiming at guiding and educating children and adults not to contribute to the diffusion of urban waste.

KEYWORDS: Urban waste. Waste management. Environmental education. Social and environmental impacts. Urbanspace.

RESUMO: O estudo analisa a percepção dos moradores de comunidades das Zonas SER III e IV, em Fortaleza-CE, quanto à importância socioambiental da não proliferação de resíduos urbanos. Trata-se de uma pesquisa empírica qualiquantitativa, pautada em revisão bibliográfica e visitas *in loco*, realizadas de outubro a novembro de 2017, com aplicação de questionário. A percepção social e os danos ambientais causados pelo acúmulo de lixo foram analisados, buscando compreender os fatores que levam ao surgimento dos pontos de lixo e outros impactos socioambientais. A solução vem do esforço mútuo entre a comunidade e a prefeitura, com ações para recuperar a área e estímulos à conscientização ambiental. O ponto de vista socioambiental da comunidade, após a revitalização dos pontos de lixo, mostrou que muitos moradores apontam a importância da preservação ambiental, mas poucos tomam medidas para reduzir os pontos de lixo. Do total, 50% disseram conhecer a disposição final do lixo urbano, porém 50% não conhecem ou responderam erroneamente. Quase três quartos dos residentes enfatizaram a importância da prática da reciclagem, mas apenas metade contribui para a separação dos resíduos. A dinâmica socioeducativa foi aplicada por meio da elaboração e distribuição da cartilha ecológico-educacional, objetivando orientar e educar crianças e adultos à não contribuírem para a difusão do lixo urbano.

PALAVRAS-CHAVE: Lixo urbano. Gestão de resíduos. Educação ambiental. Impactos socioambientais. Espaço urbano.

COMPREENSÃO SOCIOAMBIENTAL DOS RESIDENTES DO ENTORNO DE PONTOS DE LIXO REVITALIZADOS, FORTALEZA-CE, BRASIL

1 | INTRODUCTION

Solid waste is the main problem of urban cleaning in a municipality. They come from houses, shops and also sweeping. It is important to be collected safely because they are materials from different places and different sectors. When deposited in a specific locality in

an untidy and untreated form, a garbage dump appears.

A garbage point is nothing more than a cluster of waste or tailings arranged in a mixed and wrong way in a certain location and can be in a central plot, a sidewalk or a corner. There are these garbage points all over Brazil, and only in the city of Fortaleza the number of these points reaches more than 1,800, as Sanetal points out. (2012).

A fall of 26% was observed in 2016 when, according to Lima Neto (2016), the garbage points decreased to 1,316 in the municipality, but, nevertheless, there are a large number of residents who live with the lack of cleanliness urban, which brings with it numerous socio-environmental and health problems that have a direct impact on public health.

According to Zanta and Ferreira (2003: 3): “Solid waste of urban origin (MSW) comprises those produced by the innumerable activities carried out in areas with human agglomerations of the municipality, covering waste of various origins, such as residential, commercial, (cleaning, weeding, pruning and others), civil construction and, finally, agricultural ones. Among the several RSUs generated, the municipal authorities are usually residues of household origin or those with similar characteristics, such as commercial, and public cleaning waste”.

As society spreads across the globe and grows in urban centers, waste grows together. Nowadays, materials with diminished durability are being produced, resulting in a heap of waste in the environment, which can lead to complications, both for human well-being and for the well-being of planet Earth.

The Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE) points out that, in 2010, about 85% of Brazilians lived in urban centers, and the tendency of this percentage was to grow, as well as the heap of waste and waste in cities.

In order to promote a better understanding of the types of waste, The Brazilian Association of Technical Standards (ABNT) classified them in the categories: hospital waste, household waste, commercial waste, industrial waste, rubble, public waste and urban solid waste. (ABNT, 2004).

Each waste must be managed in its entirety, from its manufacturing to final disposal, following all stages of segregation, providing efficient storage and correct treatment, avoiding future public health problems and environmental damages.

However, the major problem of urban waste in today’s scenarios is its disposition. It is quite common to observe in the city materials, with or without utility that is stacked at certain points (ramps) and fed by the population due to the absence of an educational and ecological sense to size the severity of the risk to which it is being exposed. This “fattening” of waste in a certain undue place, occurring in a disordered rhythm, gives rise to a garbage point.

The main affected people by the bad effects of the final disposal of urban waste are the ones who work directly in the environment. Waste pickers, *caçambeiros*¹ and *carroceiros** are individuals who are always in contact with different types of materials and, consequently, are the ones who are most compromised by the lack of safety, hygiene, and support.

Environmental education is a complex learning process that seeks, through teaching, to

¹ People who collect waste in the city and transport it to the recycling plants. In exchange for the service they receive money and contribute to the reuse of materials

change the habits of individuals, generating man's responsibility to the environment, linking knowledge and action.

Numerous laws, decrees, policies, and standards were created to improve the disposal of solid waste. The National Environmental Policy, derived from Federal Law No. 6.938 / 81, establishes the Environmental Impact Assessment (AIA), in an effort to ensure the carrying out of tests to ascertain potential environmental impacts in activities potentially modifying the environmental quality. (BRASIL, 1981). The most recent law was the National Solid Waste Policy, Law No. 12,305 / 10, aimed at the prevention and reduction of solid waste, the incentive to recycling and reuse, instituting an integration of the social environment. (BRASIL, 2010).

1.1 Objectives

Within the contextualization approach, the study aims to analyze the perception of the residents of the communities surrounding the revitalized garbage points in the Pan American, Democrito Rocha, University Park and Bela Vista neighborhoods in Fortaleza-CE regarding the socioenvironmental importance of preservation ecological and non-diffusion of urban waste.

2 | MATERIAL AND METHODS

This study has an academic scientific character. It refers to a qualitative, empirical, multidisciplinary and interdisciplinary applied research based on the systemic, descriptive and exploratory approach and on the inductive method.

It is interesting to observe what qualitative characteristics of a research can be found in quantitative studies (RICHARDSON, 1999).

The theoretical-methodological line, based on the systemic approach, provided that environmental works, integrated through a clearer understanding of the interdependencies between natural and social systems, better understood the reality of the development of activities related to the diffusion of garbage points, increasing in communities of SERs III and IV.

This process facilitated the analysis of the residents' perception of the socio-environmental impacts related to the implementation and practice of these activities, as well as the costs and benefits generated by them, including the relationship between man and nature under the aegis of sustainable development.

The composition of the theoretical basis, in the cabinet, was based on the evaluation of the bibliographical material for the formation of the database, through analysis of literature reviews in academic productions, books, publications and documentary research related to the researched topics, linked to the medium environment and sustainable development.

Field visits were then made to the study population, from October to November 2017. The research area has more than 14 revitalized garbage points and four critical points were chosen for interviews.

Garbage point 1 is located near the Pici campus of the Federal University of Ceará

(UFC); point 2 is on the sidewalk of a large residential condominium; point 3 is on the sidewalk of a large municipal school, and garbage point 4 is located in the vicinity of the largest church in the region. (figure 01).

The four garbage points (Table 01) are cited as the most problematic due to the area of influence they cover. Churches, schools, residential condominiums and even an area of the Federal University of Ceará were reached by increasing garbage dots. Urban solid waste is a problem throughout the municipality and its management must be efficient and objective so that there is no diffusion of waste by the city.

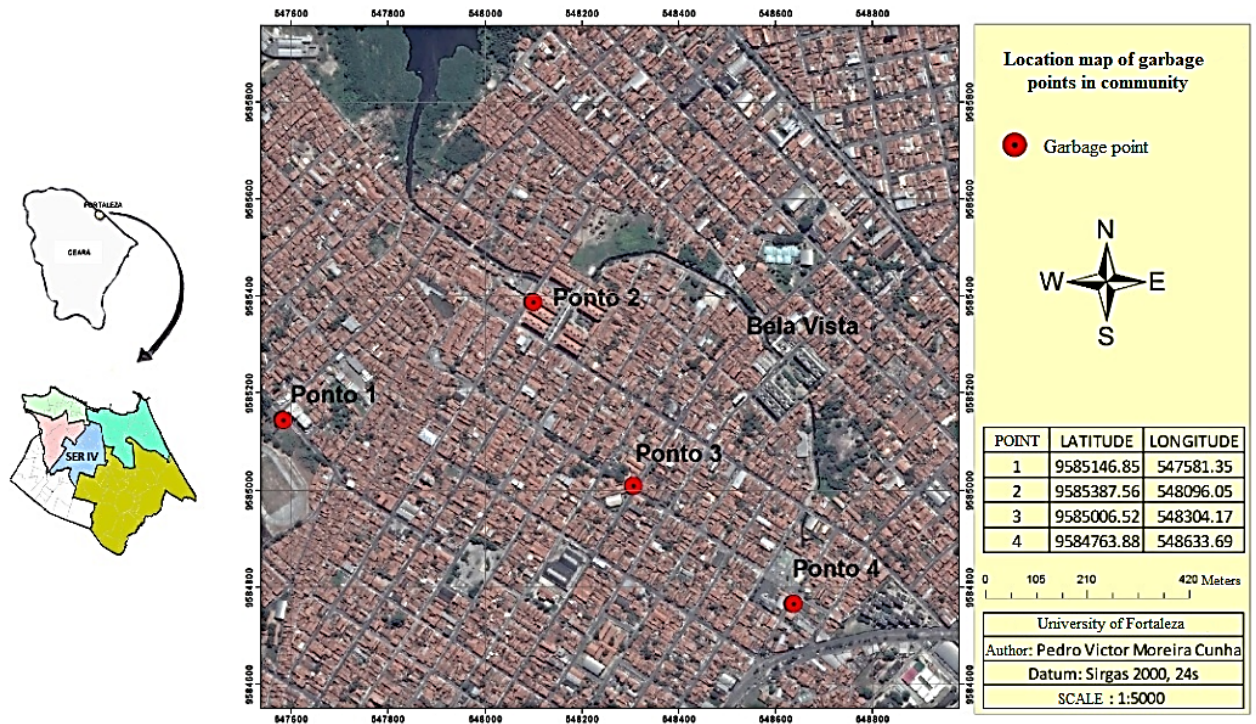


Figure 1: Area of influence of garbage points in SER III and IV Zones. Source: Prepared by the author, 2017.

Garbage point	Location / Neighborhood
1	Parque Universitário
2	Bela Vista
3	Pan Americano
4	Demócrito Rocha

Table 1 - Location of garbage points. Prepared by the author, 2017.

In this context, this research analyzes the perception of the residents of some communities in the Pan American, Bela Vista and University Park districts of the SER III and IV Zones and, Fortaleza, CE, regarding the socioenvironmental importance of non-proliferation of urban waste. It was important to know the opinion of the residents of the area and how they have been policing after the extinction of the garbage point on the site, a factor that affects the main pieces of revitalization: the people of the community; seeking to improve the quality of life and environmentally correct.

The data were collected through photographic records, observations, semi-structured interviews (informal conversations and reports) with the application of a semi-structured questionnaire, with open and closed questions, approved by the Ethics and Research Committee of the University of Fortaleza, under CAAE nº 75659417.0.0000.5052, involving a random, non-probabilistic, stratified sample, distributed among residents of the surroundings of the revitalized garbage points. The total sample is composed of 100 participants, among adults and adolescents of the male and female sex, over 18 years of age and with a diverse age group.

In order for a garbage disposal to be made viable, society plays a decisive role. Thus, a preliminary diagnosis was elaborated, focusing, qualitatively and quantitatively, the identification of the socio-environmental relations of the activities investigated in the community, with the objective of understanding the perception of the interviewees about the impacts caused in the region, be they anthropic, sustainable practices.

According to the data from the interviews, necessary cuts were executed, whose the most relevant aspects were highlighted, in order to obtain better clarification on the issues addressed in the qualitative analysis.

Some data were tabulated in the Excel® Microsoft program for quantitative analysis, generating charts and / or tables for a better visualization and interpretation of the results.

From this, an eco-educational leaflet was elaborated with the intention to make the population aware of the correct destination of the waste, as well as to dissipate basic ecological information, thus fomenting the importance of the garbage care, considering that it impacts in basic sectors, such as education, safety and, above all, public health.

The map of the area where garbage points are properly georeferenced and highlighted (Figure 1) was elaborated on the ArcGIS 10.2 software platform. The map also shows the area of influence in where the revitalized garbage points are inserted, besides the locations directly affected by the poor disposition of the waste.

Finally, the data obtained in the present study were compared with the data recorded in the study carried out by Sacramento (2014), in which a social perception work on residues was also carried out in the Nova Dias D'Avila neighborhood, in the municipality of Dias D'Avila, Bahia, Brasil.

3 | RESULTS AND DISCUSSION

The data presented show the residents' perception of the urban waste and its incorrect layout in some points. The area is located in a peripheral region of the city of Fortaleza, well away from prime areas, and many of the garbage points are located in close proximity to needy communities. Several themes were addressed, such as public health issues, education and, above all, environmental care.

The garbage removal work by city hall and barnacles remains continuous and, with the support of more civilized residents, some garbage points tend not to reappear. Figure 2 shows the old situation of garbage point 1 under critical pollution conditions, comparing it with

the area after revitalization, as shown in figure 3.

Regarding gender, the data obtained presented similar percentages: 54% female and 46% male, with different age groups. As for the time of residence in the area, the majority (95%) claimed to have lived in the region for more than 5 years, while only 5% lived in the region between 1 and 5 years. Residents with longer residence times stated that the problem is old.

When questioned about the importance of waste collection in the community, 93% indicated great importance, and the reason varied for different reasons. For 60% of the residents, the collection of waste is important to avoid accumulation in the streets, while 16% were annoyed with the visual pollution in the city in case of non-existence of the collection.

When asked which area needs the most investment in the city, three categories were highlighted and among them, education was the most pointed. Of the total, 41% of residents reported that education is the basis for a better society.

Safety was indicated by 24%, because during the interviews much was spoken of urban violence and that garbage points, to a certain extent, contributed to the consumption of drugs in the area of influence. With the revitalization of the garbage points, this reality has been changing, because besides the waste disappears, the whole structure is revitalized.



In the present study, 100% of residents discard the waste through the urban collection, varying only the frequency of waste collection by the truck in some specific locations. The Sacramento study (2014) interviewed 60 residences in its area of study, indicating that only 45% of households discard the waste by the urban collection service, while 55% do not rule it out.

In this survey, 72% of respondents consider recycling as optimal for the environment; the other 28% consider recycling to be good. It is worth noting that 55% of the residents do not take actions in favor of recycling, a fact that is very contradictory since nearly three-quarters of the total interviewees consider recycling to be beneficial to the environment. Still on the study of Sacramento (2014), it is specified that only 35% of the residences studied recycle materials and 65% of the residences do not perform any type of recycling activity. When

comparing the data obtained in this study with the data presented by Sacramento (2014), it can be noticed that the population of the present research is more educated about recycling, since, proportionally, the recycling activity is better valued by the inhabitants of Fortaleza, both in terms of awareness and recycling practice.

Environmental education is the long-term solution to waste issues, not only in the area of study but elsewhere in the world. The practice of awareness is the key to a better understanding of the importance of caring for the environment in which we live. It is not just a matter of the wrong disposal of the waste; it is about public health, quality of life and ecological conservation.

The work carried out in the communities has as its main pillar the practice of environmental education. During the research, structured meetings helped to debate the importance of keeping the locality clean, as well as consolidate strategies to eliminate the garbage point at one time.

Cleaning the garbage point is a complex task, as the city's investments in dump trucks and excavators are considerable for each point. Environmental education becomes important, especially for the garbage point does not return. When questioned about the importance of environmental education, 92% confirmed this importance, the timeliest topic being awareness (55%). Another 31% rated environmental education as the window for improvements in the quality of life of the entire region (figure 4).

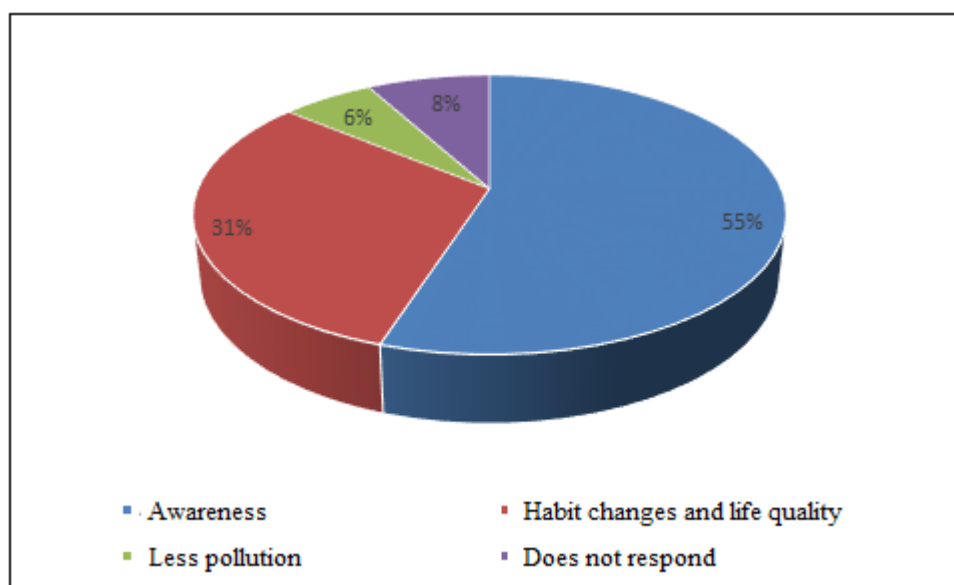


Figure 4 - Reasons for the importance of environmental education. Source: Prepared by the author, 2017.

This survey pointed out that 94% of residents believe that the end of the garbage point is beneficial to the community. The contrast is that only 67% of respondents take action to reduce waste in the community (figure 5). The data also contrast with the residents' perception of the importance of the environment, taking into consideration that 85% consider the environment as important for the quality of life of the community. In the work of Sacramento (2014), 65%

of residents believe in environmental education actions to reuse or recycle materials and to reduce the amount of garbage sent to the urban collection.

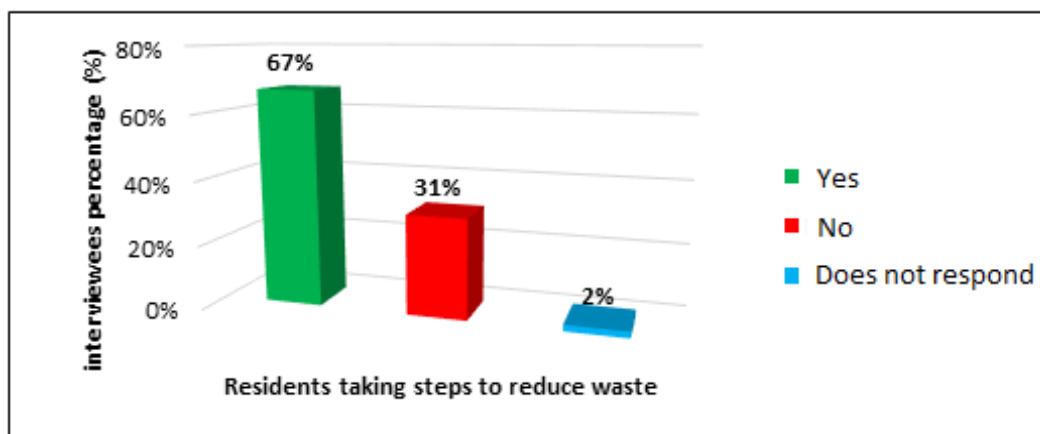


Figure 5 - Number of residents who take steps to reduce waste. Source: Prepared by the author, 2017.

Residents were asked if they knew what the environmental impact was, proving that 54% of the residents do not know what it is and the rest, 46 people, tried to explain what an environmental impact is, according to their own opinion. (figure 6).

Still, 15 people were quite objective when they affirmed that environmental impacts are due to wrong actions with garbage and that; perhaps, end up impacting the natural environment.

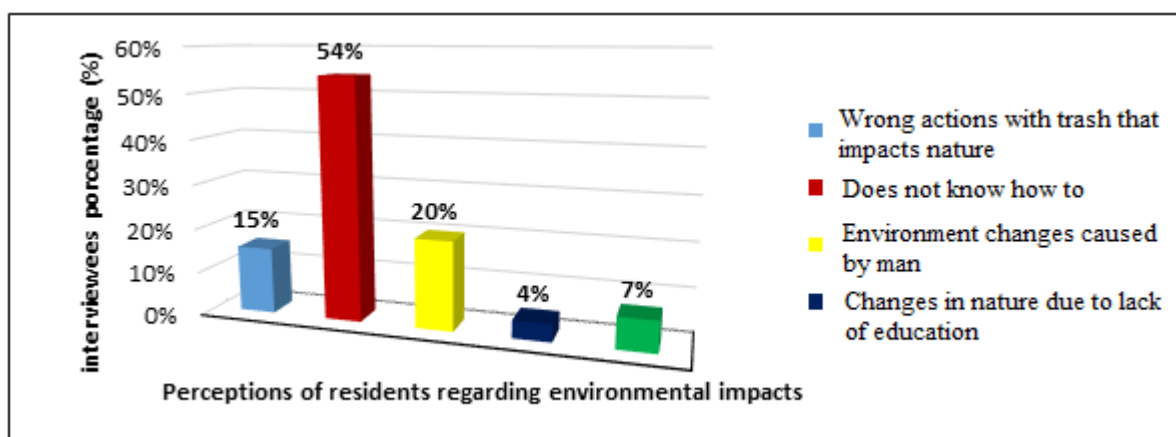


Figure 6 - Perception of residents regarding environmental impacts. Source: Prepared by the author, 2017.

In order to share the information obtained in the research, an eco-educational primer was developed to raise awareness among residents and seek the extinction of garbage points in the area of influence. The booklet was distributed in the localities of the four garbage points surveyed, as well as in the political office of the councilman Raimundo Filho and in the Regionals III and IV of the City Hall of Fortaleza.

The objective was to multiply the knowledge about the ecological theme and expose

the perception data of the residents so that the scenario changes in future situations. There were five themes in the booklet, such as the perception of the residents about the quality of life in the region and the existence of garbage points. The final destination of the waste was also an issue addressed in the booklet since there are still residents who did not even know the existence of the landfill.

The importance of separating the material was also explained, in order to facilitate recycling, reduce the volume of waste and value the work of waste pickers, an action of great importance. Finally, the booklet highlights the excellent work of revitalizing garbage points and highlights the importance of joint work between the community and city hall, showing that it is possible to change the scenario of waste in the city.

THE NEIGHBORHOOD IS FULL OF GARBAGE. HOW CAN WE CHANGE THAT?

IF EACH PERSON DOES HIS/HER PART PUTTING OUT THE TRASH IN THE RIGHT PLACE WE CAN CHANGE!

GARBAGE x RESIDUE

Garbage is all that we discard. It is any material considered unnecessary, superfluous and/or worthless, generated by human activity and that needs to be eliminated in some way. The residue are the leftover of some material previously used.

If this material is not contaminated, it can be reused, and the recycling process is what converts the recoverable residue into a product similar to the initial one or another product that can be used again.

SEPARATION OF THE RESIDUE

Separating the waste is an easy, quick task and you can still help very important people in the disposal of our waste: the waste pickers! These professionals have great importance in recycling materials and help our world to be more sustainable! Contribute to the separation of waste by separating the organic material from the recyclable material. Its organic residue can be used in vegetable gardens!

AFTER ALL, WHERE DOES THE GARBAGE GO?

Different than many think, the garbage will no longer go to the Jangurussu dump! Now the waste is destined to the Landfill in the municipality of Caucaia (ASMOC).

The garbage is collected by the collecting roads and is taken to this place to be grounded. The ASMOC has all the necessary structure to receive the urban waste and also has slurry and methane gas collectors that can be converted into electric energy!

ECOPOINT

A new feature implemented by the City Hall of Fortaleza is the Ecopoints. These equipments aim to be a bulky garbage collection point, making feasible the extinction of garbage points scattered throughout the community.

There is an Ecopoint in Pici's Planato! The Ecopoints promote benefits to the citizens who

take the residue until then, like discounts in the energy bill or even credit in the single ticket. When allocating your residue, do not feed a garbage point, send it to an Ecopoint and be benefited.

REVITALIZATION OF GARBAGE POINTS

A work of excellence has been carried out in the community from the combination of three strands. The residents, along with the City Hall of Fortaleza and the requests of the City Councilor Raimundo Filho are yielding good results and giving a new face to the previously abandoned garbage points that are now places of leisure, coexistence and example of revitalization of space.

BEFORE: GARBAGE POINTS

INTERVIEW WITH RESIDENTS

Figure 7 - Eco-educational leaflet. Source: Prepared by the author, 2017.

4 | CONCLUSION

The present study was successful when it sought the socioenvironmental perception of the residents of the region. The residents were very helpful and, in many cases, it noticed that these citizens believe in the real importance of the environment in which we live. Some data were fairly uniform. Regardless of the social class, schooling or previous knowledge about the subject, it was observed the true attention of the majority with the environmental causes, besides the seriousness that they have regarding the problem of the health due to the garbage points.

The great problem, both in the present study and in the Sacramento study (2014), is presented in the contrast of the data. The work of Sacramento (2014) is rather simplistic and objective. The author did not seek to go into the details of the problem of garbage, satisfying only short and objective answers (affirmative or not) of the residents. It was difficult to compare the data because the questions in the present study were diversified and less objective than the questions addressed by Sacramento (2014).

It is quite common in both perception studies to notice that residents really understand the importance of the environment and are aware of the problems that litter causes, but most do not show any efforts to reverse this situation.

Environmental education is the key to solving this problem in the long term. Environmental issues should be widely debated, from primary education to the implementation of these studies as a compulsory discipline in schools on an urgent basis, so that children grow up with an ecological mindset developed to change the current scenario of waste in cities and, in the future, provide better management of these.

The implementation of the eco-educational primer is an attempt to raise awareness among so many that can be implemented in the community. Information must reach out to the residents so that knowledge spreads. Lectures, events, workshops, meetings and other pedagogical attitudes of environmental education should be carried out in the communities with greater frequency, so that the population understands what should be done, seek improvement practices and experience changes in that environment.

In general, through the questionnaires applied, it noticed that the perception of the residents shows a certain lack of sustainable actions to be carried out by the residents themselves. The improvements in the community are also experienced daily.

It is necessary that in addition to knowing that the waste can be dangerous for the community, actions of reuse and awareness are put into practice. Many interviewees understand that the rubbish problem affects the whole cluster of people in the community, but nothing is done to change the current scenario.

The changes occur because of a small portion of people who, in fact, embrace the cause and fight with the city hall for the betterment of all. The correct thing is to join the fight against the garbage points, not to wait for third parties to solve the problem. In fact, little by little the situation has improved, but the involvement of all would produce even better results.

In all, more than thirteen garbage points have already been extinguished in the area of influence and many are in the process of studying logistics and feasibility for the elimination and revitalization of the area. Investments are expected to continue and access to information is facilitated, as was the main purpose of the booklet in question.

The expectation is that, in a future scenario, the city will find itself at a better level of urban cleanliness thanks to the actions taken and incorporated into the present, with the objective of making a difference and guaranteeing a better quality of life for all.

REFERENCES

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação**. Rio de Janeiro: ABNT. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/normas/ABNT_NBR_n_10004_2004.pdf>. Acesso em: 07 jan. 2018.
- BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em 20/12/2017.
- BRASIL. **Lei nº. 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 28 out. 2017.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sinopse do censo demográfico**. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 25 dez. 2017.
- LIMA NETO, João. Mapa aponta 1.316 pontos de lixo. **Diário do Nordeste**, Fortaleza, 01 jan. 2016. Cidade, *online*.
- RICHARDSON, R. J. **Pesquisa social: métodos e técnicas**. São Paulo: Atlas, 1999.
- SACRAMENTO, S. dos S. **Projeto de proteção ambiental: Descarte de lixo doméstico nas vias públicas do bairro de Nova Dias D'Avila, cidade de Dias D'Avila-BA**. 2013. 25 f. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental em Municípios). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.
- SANETAL. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos de Fortaleza - estado do Ceará**. 2012. Disponível em: <https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/images/urbanismo-e-meio-ambiente/infocidade/plano_municipal_de_gesto_integrada_de_residuos_solidos_de_fortaleza.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2017.
- ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. In: CASTILHO JUNIOR, Armando Borges de. **Resíduos sólidos urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. Florianópolis: ABES, 2003. Cap. 1. p. 1-16. Disponível em: <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/ProsabArmando.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2017.

TECNOLOGIA ALTERNATIVA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA: O MÉTODO POR DESINFECÇÃO SOLAR (SODIS)

Data de aceite: 17/06/2020

Eduardo Amim Mota Lopes

Mestrando em Engenharia Urbana e Ambiental – PUC-Rio / Technische Universität Braunschweig
Engenheiro da Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro
Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho - UniRedentor
Engenheiro Civil – UniRedentor
eduardoamim@hotmail.com

Fátima Maria Monteiro Fernandes

Mestrando em Engenharia Urbana e Ambiental – PUC-Rio / Technische Universität Braunschweig
Engenheira da Petrobras Distribuidora S.A.
Especialista em Gestão Ambiental - UFRJ
Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho – UFF
Especialista em Engenharia Sanitária e Ambiental – UERJ
Engenheira Química – UERJ
fatimafernades42br@gmail.com

Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega

Professor da UNIGAMA
Professor Associado do CEFET-RJ
Professor da Universidade Santa Úrsula
Engenheiro da Prefeitura do Rio de Janeiro
Perito Judicial do TJRJ

Pós-Doutor em Engenharia – UERJ
Doutor em Engenharia Mecânica – PUC-Rio
Mestre em Tecnologia – CEFET-RJ
Especialista Engenharia de Meio Ambiente – UNIG
Especialista em Gestão Ambiental – UCAM
Especialista em Saneamento – FAVENI
Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho – Faculdade Silva e Souza
Especialista em Docência do Ensino Superior – Faculdade São Judas Tadeu
Engenheiro Civil e Licenciado em Matemática – UNISUAM
Engenheiro Mecânico – CEFET-RJ
engmarcelocefet@terra.com.br

RESUMO: Diariamente mais de 2,1 bilhões de pessoas vivem sem acesso a uma fonte de água dentro dos padrões recomendados para consumo humano. A maior parte dessas pessoas está situada em área sem acesso a energia elétrica, ou seja, escassa de infraestrutura e recursos financeiros. Nesse contexto, o presente trabalho buscou analisar uma patente que utiliza como tecnologia alternativa para tratamento da água a energia solar. Esta, além de ser uma fonte natural disponível, é perfeitamente aplicável para desinfecção de águas em recipientes de materiais comerciais

descartados que podem ser reutilizados. Entendemos assim se tratar de uma tecnologia de grande potencial para reduzir o número de pessoas sem acesso à água de qualidade, bem essencial à sobrevivência de todos os seres vivos.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de água; tecnologias alternativas; política pública; potabilidade da água;

1 | INTRODUÇÃO

Em 2017, a Organização Mundial da Saúde (OMS) destacou que 2,1 bilhões de pessoas ainda não possuíam acesso a uma fonte de água potável (ONU, 2017). A nível nacional, segundo informações do Sistema Nacional de Informações ao Saneamento (SNIS), divulgadas em 2019, mas com base no ano de 2018, cerca de 16,5% da população brasileira ainda não contava com acesso à água tratada, o que representa mais de 34 milhões de habitantes sem acesso a água de qualidade (SNIS, 2019).

A indústria da água é um grande consumidor de energia, desde a fase da construção das instalações até a operação dos equipamentos. Segundo KANG e CHAE (2013) *apud* Soares e Gonçalves (2017), tipicamente, o uso de energia representa de 5 a 30% dos custos de operação das estações de tratamento no mundo. A eletricidade é a forma de energia predominante e é usada para alimentar bombas, válvulas, compressores e outros equipamentos que quase sempre operam 24 horas por dia.

Porém, segundo dados do Banco Mundial (BM), importante órgão de financiamento do desenvolvimento, divulgados em 2019, aproximadamente 840 milhões de pessoas ainda não tem acesso à energia elétrica¹. No Brasil, segundo levantamento da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), em 2017, cerca de 1 milhão de residências ainda não possuíam energia elétrica em casa².

Os dados apresentados demonstram globalmente e nacionalmente a forte dependência existente entre o fornecimento de água potável e o consumo de energia elétrica. Por isso, se faz necessário buscar tecnologias alternativas, de baixo custo, para adequar a água aos padrões recomendados de potabilidade sem precisar utilizar energia elétrica no decorrer das etapas de tratamento, de forma a abastecer milhares de pessoas que necessitam diariamente desse recurso fundamental, conforme já declarado pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2010.

1 Disponível em: <https://g1.globo.com/economia/noticia/2019/05/22/mais-de-800-milhoes-de-pessoas-no-mundo-nao-tem-acesso-a-energia-eletrica-diz-banco-mundial.ghtml>. Acesso em: 04 abr. 2020

2 Disponível em: <http://g1.globo.com/jornal-hoje/noticia/2017/04/milhoes-de-brasileiros-ainda-nao-tem-energia-em-casa-diz-aneel.html>. Acesso em: 04 abr. 2020

2 | DESENVOLVIMENTO

REVISÃO DE LITERATURA

2.1.1 A importância da água na manutenção da vida humana

A água é sem dúvida um dos bens mais valiosos da Terra, sem ela a vida não seria possível. A sobrevivência humana, o desenvolvimento econômico, social e político de um país sempre esteve condicionado à sua disponibilidade.

Apesar de cerca de 70% da superfície da Terra estar coberta de água, o que justificaria denominá-lo de Planeta Água, apenas 5% é água doce e, portanto, passível de utilização para consumo humano. O agravante é o fato de que, desses 5% de água doce, aproximadamente 99,7% estão armazenados nas geleiras e calotas polares e somente 0,3% estão contidos no subsolo, lagos, rios e passíveis de exploração. (Di Bernardo *et. al.*, 2017)

Em 2010, a Organização das Nações Unidas (ONU) declarou que o acesso a água limpa e segura e ao saneamento básico são direitos humanos fundamentais. Porém, ainda existe grande parte da população sem acesso à água tratada como já foi descrito na introdução.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no Brasil são 35 milhões de pessoas sem acesso à água tratada no país, sendo que, destas, 20 milhões estão em comunidades e áreas rurais. Além de gerar doenças, mortes, perdas de dias de trabalho e dias escolares, a falta de acesso e tratamento de água gera altos custos para pessoas e governos³. A universalização do acesso à água tratada é fundamental para que o país eleve seu índice de desenvolvimento.

2.1.2 Tecnologias alternativas que não utilizam energia elétrica no tratamento da água

Conforme citado na introdução, existe uma forte dependência existente entre o fornecimento de água potável e o consumo de energia elétrica. Por isso, se faz necessário buscar tecnologias alternativas, de baixo custo, para adequar a água aos padrões recomendados de potabilidade sem precisar utilizar energia elétrica no decorrer das etapas de tratamento, de forma a abastecer milhares de pessoas que necessitam diariamente desse recurso fundamental, conforme já declarado pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2010.

Dentre as possíveis técnicas de potabilização da água, merece destaque a desinfecção solar da água (SODIS). Esta técnica foi apresentada pela primeira vez em 1984, pelo professor Aftim Acra, da Universidade Americana de Beirute, em um folheto publicado pela UNICEF, mas apenas em 1991 quando um grupo multidisciplinar de especialistas elaborou extenso teste de laboratório para avaliar o potencial da SODIS é que se tornou um método efetivo, sustentável e barato de tratamento da água.

O processo de tratamento da água a partir da energia solar é um método simples que utiliza, de forma combinada, dois componentes da luz solar, a radiação UV-A e radiação

³ Disponível em: <https://aguamaisacesso.com.br> Acesso em: 05 mar 2020.

infravermelha, que respectivamente possuem efeitos bactericidas e de elevação de temperatura (pasteurização), ou seja, seu objetivo é destruir bactérias patogênicas e vírus encontrados na água de forma a torna-la apropriada ao consumo humano. (SODIS, 2002)

ESTUDO DE CASO

2.2.1 SULIS - Dispositivo de produção de água potável por Desinfecção Solar

A patente analisada neste trabalho encontra-se no site pt.espacenet.com, sob o título *POTABLE WATER PRODUCING DEVICE* (dispositivo de produção de água potável), cujo número e data de publicação são respectivamente US2020079662 e 12 de Março de 2020 e pertencem aos seguintes inventores americanos: Anurag Modak, Yuki Osumi; Sarah Pomeranz e Ari Mendelow.

A invenção insere-se no contexto de saneamento da água, sob o intuito de produzir água potável a partir de água não potável. A tecnologia desenvolvida foi denominada de SULIS e trata-se de um dispositivo aprimorado da tecnologia SODIS, previamente descrita, que utiliza apenas a energia solar para desinfecção da água, a ponto de torná-la potável para o consumo humano. De acordo com os inventores, a tecnologia SULIS tem como propósito mitigar os seguintes problemas globais: escassez de água que afeta mais de 40% da população global, que é projetado para continuar aumentando, as mais de 140 milhões de horas dispendidas por mulheres e crianças, por dia, apenas para coletar água e as mortes de mais de 1000 crianças por dia devido a doenças oriundas do uso de águas contaminadas⁴.

Trata-se de uma tecnologia inovadora que aproveita o poder da luz solar para produzir água limpa. Seu equipamento foi projetado para ser produzido de forma sustentável e acessível, pois é eficaz na geração de água potável, dispensando a necessidade de grandes infraestruturas. O objetivo da Sulis é eliminar os patógenos da água, melhorando drasticamente a saúde e o bem-estar daqueles sem água naturalmente segura.

Entende-se que ao dar aos indivíduos a capacidade de limpar facilmente a água que eles têm por perto com apenas energia solar, economiza-se aos usuários aquelas longas horas coletando a madeira e comprando o querosene necessário para ferver a água. Isso permite que as pessoas permaneçam na escola e no trabalho por mais horas, o que lhes dá liberdade para iniciar seus próprios negócios e com isso melhoram seu próprio padrão de vida, em vez de depender dos outros.

O dispositivo desenvolvido para tratamento da água, apresentado na figura 1, é composto de um refletor (plano ou côncavo, de material refletivo sólido ou de base plástica) que direciona a radiação solar para o recipiente de tereftalato de polietileno (PET) transparente com água, onde ocorre a interação entre um catalisador de metal, revestido de dióxido de titânio embora outros catalisadores possam ser utilizados adicionalmente ou alternativamente e a água de modo a higienizá-la. O modelo atual desenvolvido é capaz de

⁴ Disponível em: <https://www.indiegogo.com/projects/sulis-making-water-scarcity-a-thing-of-the-past#/> Acesso em: 05 mar 2020

higienizar 12 litros de água em 7 horas, a quantidade mínima que o indivíduo médio em um país em desenvolvimento precisa para todo o seu uso diário.



Figura 1: Dispositivo SULIS

Fonte: Adaptado de <https://www.indiegogo.com/projects/sulis-making-water-scarcity-a-thing-of-the-past#/>

O processo detalhado é formado pela luz do sol refletida que brilha no catalisador e excita elétrons na camada de óxido. Os elétrons excitados reagem com a água para produzir radicais livres, que matam os patógenos matando ou inativando bactérias e vírus presentes na água e quebrando os compostos orgânicos nocivos, este processo é chamado fotocatalise, isto é a aceleração de foto-reações na presença de um catalisador. Após a conclusão do processo, obtém-se água limpa. Destaca-se que nenhum resíduo é produzido e não há peças que precisam ser substituídas.

Assim, reduz a concentração de compostos orgânicos e a população de espécies bacterianas, virais e outras espécies microbianas para atingir concentrações predeterminadas consideradas seguras para consumo humano.

É possível adaptar o SOLIS a um painel solar ou uma outra fonte de eletricidade que alimenta uma lâmpada led para fornecer uma fonte de luz focalítica. Também incluir um filtro instalado no topo do recipiente através do qual a água é passada para remover lama, folhas e outras partículas grandes à medida que a água é derramada no recipiente.

3 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre os benefícios da técnica SODIS, segundo os estudos já realizados, pode-se destacar:

- Melhora na qualidade microbiológica da água;
- Melhora a saúde das famílias;
- Tecnologia simples, de fácil entendimento;
- Acessível a todos, só necessitando de luz solar (energia renovável);
- Não muda o gosto da água;

- Não requer infraestrutura grande e cara;
- Reduz a necessidade de fontes de energia tradicionais (lenha e gás/querosene)
- É aplicável a nível doméstico;
- É replicável com baixos custos de investimento;
- Não necessitam de produtos químicos;

Além disso, segundo os autores da patente, este dispositivo pode ser útil em alguns usos como:

- Barcos: A higienização fotocatalítica da água pode ser usada para manter a água no tanque higienizada por longos períodos de tempo e ajudar a impedir o crescimento de patógenos na água;
- Aquaponia / hidroponia: O SOLIS pode ajudar a manter patógenos na água circulante livres de espécies microbianas sem alterar a concentração de compostos inorgânicos, como sais, nitratos, fosfatos, amônia e similares;
- Uso Militar: esse sistema de higienização da água pode ser reduzido em tamanho e adaptado em um formato portátil para uso por militares;
- Agricultura: A água pode ser higienizada usando um sistema fotocatalítico para uso em operações agrícolas de larga escala.

Conforme os autores da patente informam, este sistema de sanitização fotocatalítica de água pode adaptado para processar grandes volumes de água, por exemplo, por mecanização, para gerar água com espécies microbianas reduzidas sem alterar os compostos inorgânicos presentes.

Por outro lado, dentre as limitações da técnica SODIS, segundo os estudos já realizados, pode-se destacar:

- Requer suficiente radiação solar, ou seja, depende do tempo e das condições climáticas.
- Necessita de água clara (turbidez abaixo de 30 uT);
- Não muda a qualidade química da água;
- Ainda não se conhece protótipo para tratar grandes volumes de água.

Considerando o exposto acima, conclui-se que da forma como foi proposto, o sistema é bastante útil principalmente para uso doméstico, em residências onde não existe o tratamento convencional de água, pois é de fácil uso trazendo uma água de melhor qualidade aos usuários.

REFERÊNCIAS

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo, VOLTAN, Paulo Eduardo Nogueira. Métodos e técnicas de tratamento de água – 3ª ed. São Carlos, 2017.

MODAK, Anurag; OSUMI, Yuki ; POMERANZ, Sarah e MENDELOW, Ari. Potable Water Producing Device. Patente nº US2020079662, 2020. Disponível em: <https://pt.espacenet.com/publicationDetails/biblio?DB=EPODOC&II=0&ND=3&adjacent=true&locale=pt_PT&FT=D&date=20200312&CC=US&NR=2020079662A1&KC=A1> Acesso em: 31 mar 2020.

ONU – Organização das Nações Unidas. Água potável: direito humano fundamental. Publicado em 28/07/2010. Disponível em: < <https://nacoesunidas.org/agua-potavel-direito-humano-fundamental/>> Acesso em: 04 abr. 2020.

ONU – Organização das Nações Unidas. ONU NEWS - Relatório da ONU revela que 2,1 bilhões não têm água potável em casa. Publicado em 12/06/2017. Disponível em: < <https://news.un.org/pt/story/2017/07/1590691-relatorio-da-onu-revela-que-21-bilhoes-nao-tem-agua-potavel-em-casa>> Acesso em: 04 abr. 2020.

SOARES, Renan Barroso; GONÇALVES, Ricardo Franci. Consumo de energia elétrica em sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário no Brasil. Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2017. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2018/11/XI-090.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2020.

SODIS. Desinfecção Solar da Água – Guia de Aplicações do SODIS (2002). Disponível em: <https://www.sodis.ch/methode/anwendung/ausbildungsmaterial/dokumente_material/manual_p.pdf> Acesso em: 04 de abr de 2020.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (anos-base 2012 a 2018). Brasília: Ministério das Cidades, 2019. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>> Acesso em: 23 mar. 2020.

TECNOLOGIA AMBIENTAL PARA RECUPERAÇÃO DE ENERGIA

Data de aceite: 17/06/2020

Anna Carolina Perez Suzano e Silva

Mestranda em Engenharia Urbana e Ambiental
– PUC-Rio / TUB (Alemanha)
Arquiteta e Urbanista - UFRJ
arq.annacarolinaperes@gmail.com

Bruno de Albuquerque Amâncio

Mestrando em Engenharia Urbana e Ambiental
– PUC-Rio / TUB (Alemanha)
Especialista em Engenharia de Segurança do
Trabalho – IPETEC / UCP
Engenheiro Civil – UNESA
bruno.albuquerque.amancio@gmail.com

Marcelo de Jesus Rodrigues da Nóbrega

Professor da UNIGAMA
Professor Associado do CEFET-RJ
Professor da Universidade Santa Úrsula
Engenheiro da Prefeitura do Rio de Janeiro
Perito Judicial do TJRJ
Pós-Doutor em Engenharia – UERJ
Doutor em Engenharia Mecânica – PUC-Rio
Mestre em Tecnologia – CEFET-RJ
Especialista Engenharia de Meio Ambiente –
UNIG
Especialista em Gestão Ambiental – UCAM
Especialista em Saneamento – FAVENI
Especialista em Engenharia de Segurança do
Trabalho – Faculdade Silva e Souza
Especialista em Docência do Ensino Superior

-- Faculdade São Judas Tadeu

Engenheiro Civil e Licenciado em Matemática
– UNISUAM

Engenheiro Mecânico – CEFET-RJ
engmarcelocefet@terra.com.br

RESUMO: Ao longo do tempo a escassez de água doce aumenta exponencialmente. As plantas de dessalinização, em especial as que trabalham por osmose reversa, são consideradas a solução desse problema que assola várias regiões do mundo por não possuírem bons recursos hídricos. Tecnologias inovadoras viabilizam diversas melhorias na engenharia das plantas atuais com a finalidade de aumentar a eficiência na produção de água tratada, como também diminuição dos custos operacionais e redução do consumo energético. Os dispositivos de recuperação de energia (ERD) é a inovação tecnológica abordada neste trabalho.

PALAVRAS-CHAVE: Dessalinização, Osmose Reversa, Recuperação de Energia

1 | INTRODUÇÃO

A escassez de água doce é uma realidade mundial. No mundo, calcula-se

que 700 milhões de pessoas não possuem acesso à água potável. A previsão é de que, até 2030, a quantidade aumentará para quase 3,9 bilhões de pessoas. A dessalinização da água do mar pode ser a solução mais eficaz para combater à falta de água doce em regiões com recursos hídricos limitados.

Segundo a Associação Internacional de Dessalinização (IDA), as plantas de dessalinização atuam há décadas em mais de 150 países como Austrália, Estados Unidos e Israel. Para GHAFFOUR et. al. (2015), a planta de osmose reversa (“RO”) é a tecnologia mais usada no mercado.

Porém, as principais questões dessa tecnologia estão relacionadas aos elevados custos construtivos e operacionais. Para a planta de RO de modo geral, o consumo de energia é uma preocupação intensa, já que os gastos de energia estabelecem uma fração marcante nos custos operacionais (GHOBEITY; MITSOS, 2014).

Com o propósito de mitigar os custos gerados ao longo de todo o processo de dessalinização, diversos estudos estão sendo colocados em prática por intermédio de sistemas para dessalinizar a água do mar usando a recuperação de energia.

2 | DESENVOLVIMENTO

O processo de RO necessita de uma energia intensa para aplicar uma pressão mecânica superior à pressão osmótica é exercida no lado da solução mais concentrada ao inverter o sentido do fluxo de soluto que atravessa as membranas, obtendo, desse modo uma corrente de água purificada livre de sais, vírus, bactérias e fungos (MOURA, J.P. et. al., 2008).

Plantas modernas como a planta de Sorek (Figura 1) inaugurada em 2013, localizada a 15 km ao sul de Tel Aviv, capital de Israel, utiliza tecnologia inovadora, onde incorpora uma série de melhorias de engenharia para aumentar a eficiência em relação às instalações de RO convencionais, como por exemplo, a utilização de dispositivos de recuperação de energia altamente eficientes.



Figura 1: Sorek Desalination Plant.

Fonte: (Google Earth, 2020).

DISPOSITIVOS DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA (ERD)

Os dispositivos de recuperação de energia (ERD) para osmose reversa de água do mar (SWRO) são frequentemente definidos como dispositivos que podem reaver a energia gasta do efluente rejeitado, por exemplo, o fluxo de salmoura. O sistema de distribuição reintroduz essa energia no processo de dessalinização por meio de bombeamento ou pressurização para reduzir o consumo total de energia da água.

Há três categorias distintas de ERD que são usadas nas instalações da SWRO em todo o mundo, são chamadas de dispositivos de Classe I, Classe II ou Classe III.

A Classe I inclui a roda Pelton, projetadas como mecanismos de assistência ao eixo e alimentando a energia recuperada diretamente para a bomba de alta pressão (HPP). A roda Pelton tem uma eficiência máxima relatada de 80 a 85% e é usada há décadas em plantas SWRO.

A Classe II são os chamados de turbo-compressores hidráulicos (HTCs) que pressurizam ainda mais a alimentação da água do mar depois que ela passa na bomba de alta pressão usando pressão de corrente rejeitada. Os HTCs usados em algumas plantas SWRO têm eficiência relatada de 80%. Esses dispositivos competem com os dispositivos da Classe III em áreas onde os custos de energia são baixos devido aos baixos custos gerais.

A Classe III são os dispositivos que usam o princípio de deslocamento positivo, frequentemente chamados de trocadores de pressão isobáricos. As duas principais subclasses de dispositivos da Classe III são de alimentação direta por pressão e de pistões alternativos. A alimentação de pressão direta usa o contato direto entre o efluente rejeitado e a água de alimentação para transferir energia. Os pistões alternativos transferem a pressão do efluente rejeitado para a ação mecânica, que aciona os pistões para pressurizar a alimentação.

O sistema de trocador de pressão (Figura 2) tem o papel de conduzir o efluente

pressurizado na direção dos módulos de membranas RO para movimentar os vasos trocadores, já cheios de água do mar. Uma pequena bomba de recirculação aumenta a pressão da água do mar que sai dos vasos trocadores para igualar a pressão da bomba de alimentação principal e une o fluxo aos módulos de membranas RO. O efluente sai através da tubulação para descarga ou reciclagem, e a água purificada segue para o pós-tratamento ou para os usuários finais.

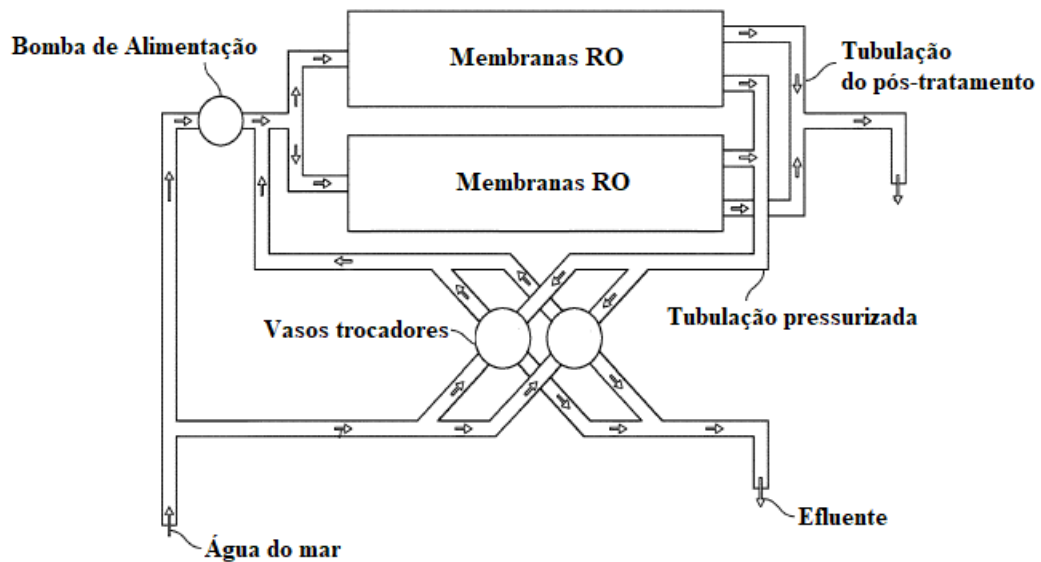


Figura 2: Sistema de trocador de pressão.

Fonte: Adaptado de Katz (2020).

O ERD pode ser projetado para funcionar dentro de contêineres de RO, onde a água de alimentação e a água pressurizada são canalizadas para os contêineres. Dessa forma, o processo de dessalinização por RO pode ser realizada em navios offshore (Figura 3).

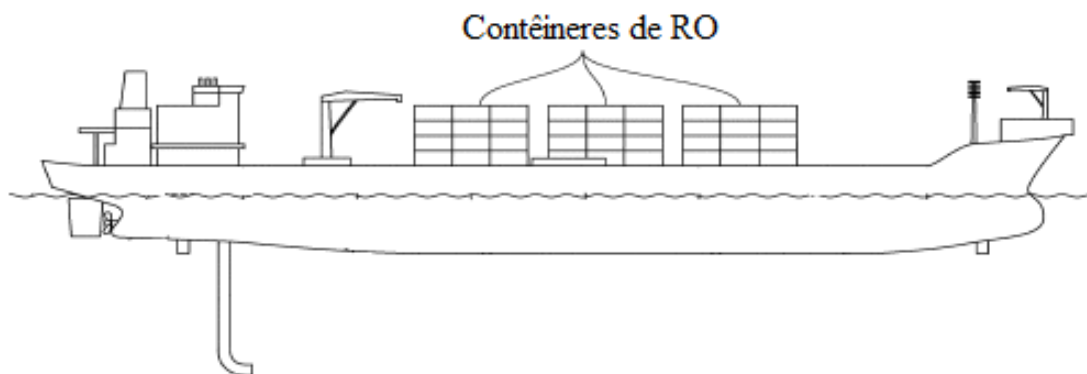


Figura 3: Exemplo de navio offshore com contêineres de RO.

Fonte: Adaptado de Katz (2020).

O sistema de trocador de pressão em contêiner (Figura 4) contém vários módulos de

membranas tubulares de RO conectados a pequenas bombas de recirculação. A alimentação da água do mar é distribuída para os módulos de membranas através de tubulações pressurizadas. O efluente pressurizado das membranas RO é levado até pequenas bombas recíprocas que transferem a pressão da descarga do efluente para as tubulações alimentadoras, enquanto a água tratada é retirada do sistema. Uma ou mais conectores elétricos fornecem energia elétrica, se necessário, para executar o equipamento no interior, incluindo sensores e controles.

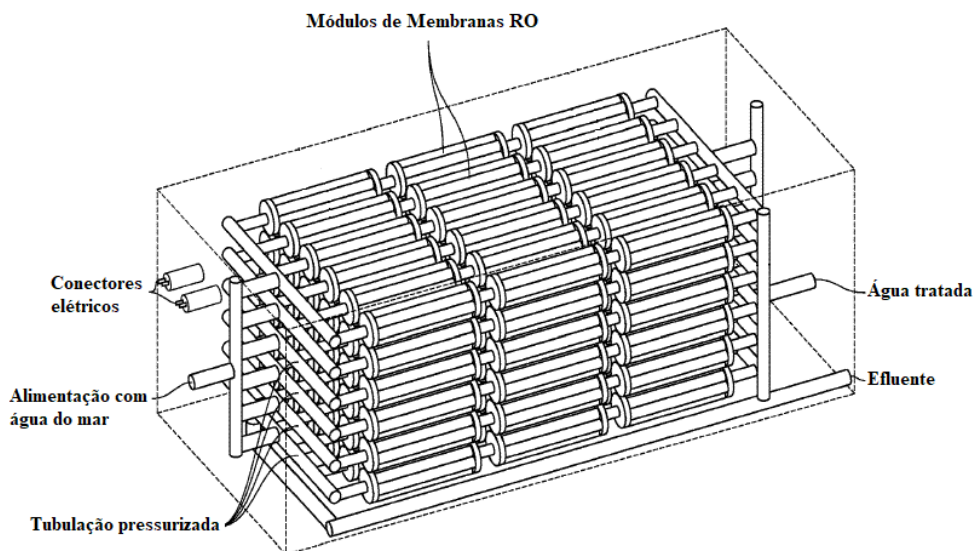


Figura 4: Sistema de trocador de pressão em contêiner

Fonte: Adaptado de Katz (2020).

3 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os processos de dessalinização por osmose reversa da água do mar (SWRO) que fazem uso de avanços tecnológicos aplicados em aparelhos e sistemas, por exemplo, dispositivos de recuperação de energia (ERD) podem vir a ser a resposta para a polêmica de escassez de água potável em diversas regiões do mundo.

Em consequência da utilização do ERD, as plantas atuais apresentam características mais sustentáveis em comparação com as plantas tradicionais, pois há redução no consumo de energia, diminuição de custos operacionais e prudência na eliminação dos efluentes rejeitados.

REFERÊNCIAS

GHAFFOUR, N. *et al.*, **Tecnologias de dessalinização movidas a energia renovável: A revisão abrangente sobre os desafios e as possíveis aplicações de sistemas integrados.**

Dessalinização, [sl], v. 356, p. 94-114, 2015.

GHOBEITY, A.; MITSOS, A. **Projeto e operação ideais de sistemas de dessalinização: novos desafios e avanços recentes**. *Opinião Atual em Engenharia Química*, [sl], v. 6, p. 61-68, 2014.

KATZ, G. P. **Apparatus, method and system for desalinating water using energy recovery**. Depositante: Katz Water Tech, LLC. 16/688.918. Depósito: 19 nov. 2019. Concessão: 19 mar. 2020.

MOURA, J.P. *et. al.* **Aplicações do Processo de Osmose Reversa para o Aproveitamento de água Salobra do Semi-árido Nordestino**. p. 10. 2008.

SOBRE O ORGANIZADOR

Helenton Carlos da Silva - POSSUI GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL PELA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA (2007), ESPECIALIZAÇÃO EM GESTÃO AMBIENTAL E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PELO CENTRO DE ENSINO SUPERIOR DOS CAMPOS GERAIS (2010) É MBA EM ENGENHARIA URBANA PELO CENTRO DE ENSINO SUPERIOR DOS CAMPOS GERAIS (2014), É MESTRE EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL NA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA (2016), DOUTORANDO EM ENGENHARIA E CIÊNCIA DOS MATERIAIS PELA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA E PÓS-GRADUANDO EM ENGENHARIA E SEGURANÇA DO TRABALHO. A LINHA DE PESQUISA TRAÇADA NA FORMAÇÃO REFERE-SE À ÁREA AMBIENTAL, COM FOCO EM DESENVOLVIMENTO SEM DEIXAR DE LADO A PREOCUPAÇÃO COM O MEIO AMBIENTE, BUSCANDO A INOVAÇÃO EM TODOS OS SEUS PROJETOS. ATUALMENTE É ENGENHEIRO CIVIL AUTÔNOMO E PROFESSOR UNIVERSITÁRIO. ATUOU COMO COORDENADOR DE CURSO DE ENGENHARIA CIVIL E ENGENHARIA MECÂNICA. TEM EXPERIÊNCIA NA ÁREA DE ENGENHARIA CIVIL, COM ÊNFASE EM PROJETOS E ACOMPANHAMENTO DE OBRAS, PLANEJAMENTO URBANO E FISCALIZAÇÃO DE OBRAS, GESTÃO DE CONTRATOS E CONVÊNIOS, E COMO PROFESSOR NA GRADUAÇÃO ATUA NAS SEGUINTE ÁREAS: INSTALAÇÕES ELÉTRICAS, INSTALAÇÕES PREDIAIS, CONSTRUÇÃO CIVIL, ENERGIA, SUSTENTABILIDADE NA CONSTRUÇÃO CIVIL, PLANEJAMENTO URBANO, DESENHO TÉCNICO, CONSTRUÇÕES RURAIS, MECÂNICA DOS SOLOS, GESTÃO AMBIENTAL E ERGONOMIA E SEGURANÇA DO TRABALHO. COMO PROFESSOR DE PÓS-GRADUAÇÃO ATUA NA ÁREA DE GERÊNCIA DE RISCOS E GERÊNCIA DE PROJETOS.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Agrotóxicos 26, 29, 34, 35, 40, 44, 51, 99, 100, 101, 154, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 171, 233, 235, 244, 246

Água 9, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 25, 26, 27, 29, 31, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45, 46, 48, 49, 50, 53, 54, 55, 58, 60, 63, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 92, 93, 96, 103, 104, 105, 106, 113, 115, 116, 117, 118, 137, 140, 141, 143, 144, 145, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 156, 161, 163, 165, 166, 172, 173, 174, 179, 182, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 201, 202, 203, 204, 205, 206, 207, 208, 209, 212, 225, 234, 236, 238, 241, 242, 245, 252, 253, 254, 255, 256, 258, 259, 260, 261, 262, 264, 265, 266, 267, 268, 270, 271, 273, 274, 275, 276, 277, 278, 279, 280, 281, 282, 283, 284, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306, 307, 308, 309, 310

Aplicações 38, 304, 309, 310

Ar 1, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 58, 73, 80, 166, 204, 205, 206, 225, 237, 238, 265

Áreas Rurais 55, 64, 160, 168, 195, 233, 300

B

Bacia Hidrográfica 53, 55, 56, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 69, 117, 118, 119, 143, 144, 145, 146, 149, 150, 151, 152, 153, 181

Barragens 112, 114, 115, 116, 117, 183

C

CONAMA 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 53, 54, 55, 59, 60, 62, 63, 65, 67, 68, 84, 89, 101, 180, 181, 182, 183, 185, 203, 209, 233, 234, 238, 242, 247, 248

Contaminação Ambiental 157, 163, 235

Controle 12, 3, 4, 5, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 37, 40, 68, 79, 82, 83, 91, 92, 93, 95, 96, 99, 103, 104, 107, 108, 110, 111, 114, 115, 130, 152, 154, 155, 156, 158, 161, 162, 165, 169, 171, 172, 180, 182, 184, 185, 188, 195, 199, 226, 231, 235, 238

D

Dano 5, 73, 74, 76, 77, 78, 115, 183

Desenvolvimento 9, 2, 3, 4, 28, 32, 38, 39, 41, 45, 51, 73, 74, 75, 78, 82, 91, 92, 93, 95, 99, 106, 108, 109, 110, 113, 114, 115, 118, 133, 137, 147, 151, 155, 166, 173, 174, 180, 181, 186, 189, 191, 195, 196, 197, 202, 203, 207, 212, 224, 226, 234, 243, 244, 254, 267, 278, 299, 300, 302

Desinfecção 161, 277, 279, 280, 281, 282, 298, 300, 301

Dessalinização 201, 202, 203, 204, 205, 206, 207, 208, 209, 210, 305, 306, 307, 308, 309

E

Economia 2, 3, 16, 18, 20, 22, 25, 38, 75, 157, 173, 179, 190, 207, 226, 235, 277, 279, 282, 283, 284, 299

Educação Ambiental 33, 40, 80, 83, 88, 110, 168, 224, 231

Efluente Tratado 277, 279, 280, 284

Eletrocoagulação 212, 223

Energia 9, 38, 73, 114, 132, 133, 134, 135, 137, 139, 140, 141, 144, 172, 173, 174, 175, 179, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 188, 190, 191, 193, 195, 204, 205, 208, 223, 282, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306, 307, 309
Escassez hídrica 201, 202
Esgoto 96, 195, 205, 208, 277, 279, 280, 281, 284, 285
Espaço urbano 287
Estatística 52, 112, 122, 124, 246, 297, 300
Eutrofização 38, 253, 254, 257, 263

F

Filtração 277, 281, 282
Fontes 4, 5, 6, 11, 12, 16, 54, 64, 68, 73, 118, 152, 174, 179, 204, 209, 236, 246, 258, 266, 267, 303

G

Geomorfologia 143
Gramínea 265

H

Herbácea 264, 265, 267, 268, 270, 271, 272, 273
Hidroeletricidade 172, 173, 174, 175, 177, 178, 183
Hidrologia 117, 153, 112, 117, 153
Histopatologia 24, 27

I

Impactos 9, 13, 25, 29, 37, 38, 40, 53, 55, 67, 72, 81, 92, 93, 94, 95, 108, 113, 154, 156, 157, 161, 164, 166, 168, 170, 172, 173, 174, 178, 179, 180, 181, 183, 186, 193, 197, 201, 202, 203, 204, 205, 206, 208, 209, 210, 225, 227, 228, 230, 231, 233, 234, 235, 247, 264, 287
irrigação 24, 26, 29, 31, 152, 179, 207, 254, 258, 277, 280, 284

L

Lixo Urbano 65, 246, 287

M

Meio Ambiente 1, 9, 3, 4, 5, 6, 40, 65, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 78, 79, 81, 83, 88, 89, 91, 92, 93, 94, 97, 98, 100, 105, 109, 154, 157, 161, 167, 168, 172, 173, 178, 179, 183, 184, 185, 190, 199, 201, 202, 203, 224, 226, 228, 233, 7, 10, 11, 12, 14, 34, 36, 67, 70, 71, 79, 80, 98, 131, 132, 153, 161, 180, 182, 184, 185, 186, 201, 203, 209, 231, 248, 255, 297, 298, 305, 311
Metais 53, 55, 58, 59, 60, 62, 63, 66, 67, 68, 69, 70, 166, 171, 205, 233, 234, 235, 238, 239, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249, 250, 266, 274
Mitigação 3, 93, 172, 181, 201, 203
Modelagem 68, 112, 124, 129, 126, 129, 153
Morfometria 143, 150, 153
Mudanças Climáticas 23, 112, 114, 124, 131, 260

N

Nutrientes 37, 38, 40, 48, 49, 51, 55, 152, 195, 196, 204, 205, 234, 240, 241, 242, 254, 257, 258, 264, 266, 267, 270, 273, 274

P

Pluvial 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 65, 106, 195, 198, 266, 267

Poluição 1, 3, 4, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 25, 26, 72, 73, 80, 91, 93, 107, 109, 121, 166, 173, 180, 184, 185, 195, 196, 201, 202, 204, 205, 206, 207, 225, 226, 227, 234, 235, 245, 264, 266, 274

Potabilidade 299, 300

Produção Agrícola 179, 233, 247

Produtores Rurais 154, 158, 159

R

Reservatório 17, 18, 20, 21, 73, 115, 119, 129, 130, 179, 183, 253, 257, 258, 259, 260, 267, 280, 282, 283

Residuais 205

Resíduos hospitalares 81, 83, 86

S

Solo 38, 39, 47, 54, 55, 57, 60, 61, 62, 63, 67, 68, 116, 117, 118, 120, 121, 124, 129, 130, 144, 146, 152, 153, 166, 204, 207, 225, 230, 233, 234, 235, 237, 238, 239, 240, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249, 250, 265, 266, 267, 268, 273, 274, 55, 61, 62, 66, 68, 70, 113, 144, 196, 233, 234, 235, 236, 238, 239, 240, 241, 242, 243, 244, 245, 246, 247, 248, 249

Sustentável 38, 40, 52, 78, 91, 92, 95, 99, 101, 106, 110, 111, 113, 173, 174, 180, 186, 198, 200, 203, 226, 278, 297, 300, 301

T

Tratamento 16, 19, 22, 37, 63, 83, 106, 107, 108, 109, 134, 145, 161, 193, 196, 197, 198, 202, 205, 207, 208, 212, 223, 227, 228, 229, 277, 278, 279, 280, 281, 283, 284, 298, 299, 300, 301, 303, 308

 **Atena**
Publisher

2 0 2 0